



Bodenschutz im Wald

Forum

Boden – Gewässer – Altlasten

30.10.2015

Beiträge Forum

Boden – Gewässer - Altlasten

Heft 15

Impressum

Beiträge Forum Boden – Gewässer – Altlasten , Heft 15 (2015):
Bodenschutz im Wald

Hinweis zum Titel der Schriftenreihe:

Bis Heft 12 (2012) lief die Schriftenreihe unter dem Namen:
Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften

Herausgeber:

Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur

Hochschule Osnabrück

Am Krümpel 31

49090 Osnabrück

Telefon: 0541-969-5110

Telefax: 0541-969-5170

E-Mail: al@hs-osnabrueck.de

Internet: <http://www.al.hs-osnabrueck.de>

Redaktion und Layout:

Prof. Dr. Heinz-Christian Fründ (hc.fruend@hs-osnabrueck.de)

Ruth Helen Beuker

Für den Inhalt der Einzelbeiträge sind die Autoren verantwortlich.

Vorwort

„Bodenschutz im Wald“ – ist das nicht ein exotisches Thema für die heute mit Bodenschutz befassten Personen und Institutionen?

Tatsächlich lässt sich der Standpunkt vertreten, das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) nehme den Wald aus seinem Zuständigkeitsbereich heraus, weil in §3 des BBodSchG auf die Waldgesetze des Bundes und der Länder als übergeordnete Regelungen verwiesen werde. Aber Wälder machen knapp ein Drittel der Fläche Deutschlands aus. Und: Wer die 1980er Jahre erlebt hat weiß, dass die Sorge um den Bodenzustand der Wälder eine wesentliche Triebkraft der vorsorgenden Umweltpolitik, der Bodenforschung und der Bemühungen um einen systematischen Bodenschutz in Deutschland war.

Nach Umsetzung der Luftreinhaltemaßnahmen ist die Aufmerksamkeit für den Schutz der Waldböden abgeklungen. Aber vor dem Hintergrund von Klimawandel und Energiehunger entstehen neue Herausforderungen für den Umgang mit unseren Wäldern und neue Fragen zur Belastbarkeit unserer Waldböden.

Das diesjährige Forum Boden – Gewässer - Altlasten widmet sich diesen Fragen mit Vorträgen namhafter Experten aus dem In- und Ausland in den Themenfeldern „Belastungen von Waldböden“, „Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von Waldböden“ sowie „Ökosystemmanagement und Waldfunktionen“.

Ein herzlicher Dank geht an alle Vortragenden, die trotz ihrer vielfältigen beruflichen Belastungen die Mühen der Ausarbeitung von Vortrag und Manuskript auf sich genommen haben.

Dank auch an die Hochschule Osnabrück und an die Universität Osnabrück für die Unterstützung zur Durchführung des diesjährigen Forums Boden – Gewässer – Altlasten.

Ich wünsche der Tagung einen guten Verlauf und den Teilnehmern interessante Einblicke in ein (exotisches?) Gebiet des Bodenschutzes.

Osnabrück, Oktober 2015
Heinz-Christian Fründ

Anschriften der Referenten

Prof. Dr. Jörn Erler	Technische Universität Dresden Postfach 1117 01735 Tharandt E-Mail: erler@forst.tu-dresden.de
Dr. Henning Meeseburg	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Grätzelstrasse 2 37079 Göttingen E-Mail: Henning.Meesenburg@nw-fva.de
PD Dr. K. von Wilpert	Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg Abt. Boden und Umwelt 79100 Freiburg, Wonnhaldestr. 4 E-Mail: Klaus.Wilpert@forst.bwl.de
Thomas Jensen	Forstplanungsamt Wolfenbüttel Forstweg 1a 38302 Wolfenbüttel E-Mail: Thomas.Jensen@nfp.niedersachsen.de
Dr. Stefan Julich	Institut für Bodenkunde und Standortslehre Technische Universität Dresden Pienner Str. 19 01735 Tharandt E-Mail: Stefan.Julich@tu-dresden.de
Prof. Dr. Winfried Riek	HNE Eberswalde Fachbereich Wald und Umwelt Alfred - Möller Straße 1 16225 Eberswalde E-Mail: Winfried.Riek@hnee.de
Dr. Beat Frey	Eidg. Forschungsanstalt WSL Zürcherstrasse 111 8903 Birmensdorf E-Mail: beat.frey@wsl.ch

Inhalt

Bodenbelastungen und Bodenschäden im Wald - geschichtlicher Rückblick und aktueller Stand.....	6
<i>Jörn Erler</i>	
Schutz vor luftgetragenen Bodenbelastungen.....	21
<i>Henning Meesenburg, Uwe Klinck, Birte Scheler, Bernd Ahrends</i>	
Restriktionen zum Einbringen von Materialien in Waldböden.....	36
<i>Klaus von Wilpert</i>	
Bodenschutz bei der Holzernte.....	51
<i>Thomas Jensen</i>	
Verbindung von Boden- und Gewässerschutz im Wald.....	64
<i>Stefan Julich, Karl-Heinz Feger, Raphael Benning</i>	
Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation.....	75
<i>Winfried Riek, Alexander Russ</i>	
Schutz der Boden-Biodiversität – Auswirkungen des Einsatzes von Holzerntemaschinen auf das Bodenmikrobiom.....	95
<i>Beat Frey</i>	

Bodenbelastungen und Bodenschäden im Wald – geschichtlicher Rückblick und aktueller Stand

Jörn Erler

Technische Universität Dresden, Tharandt

In historischer Zeit erlitten die Waldböden Schäden durch Waldweide, Streu- und Plaggennutzung und in Hanglagen durch unpfleghche Rückemethoden. Neben der Kahlschlagwirtschaft, die in Deutschland nur noch selten angewandt wird, erzeugen heute vor allem die schweren Forstmaschinen Bodenbeeinflussungen, die unter bestimmten Zielvoraussetzungen als Schäden zu bezeichnen sind. Ähnlich wie früher werden als Rechtfertigung für die Inkaufnahme schädigender Verfahren die Argumentationsketten „Natur ist geduldig“ und „die Maßnahme ist unabwendbar“ bemüht, neu ist die Berufung auf die „Wirtschaftlichkeit“.

1. Belastung – Beanspruchung – Schaden

Bevor wir uns dem Thema zuwenden, sollten wir uns auf die wichtigsten Begriffe einigen und den Rahmen abstecken. Denn nicht jede Belastung führt zu einer Beanspruchung, und nicht jede Beanspruchung kann als Schaden bezeichnet werden.

Unter einer **Belastung** verstehe ich eine von außen auf ein System einwirkende Kraft oder allgemeiner einen Input, der objektiv gemessen werden kann und unabhängig davon existiert, ob das System diesem Input gewachsen ist oder nicht. Belastungen können einzeln und in Kombination auftreten und sollten dadurch, dass sie im System eine Prädisposition aufbauen und verändern können, als Elemente in einem dynamischen Prozess angesehen werden.

Als **System** betrachten wir hier ausschließlich den Waldboden. Waldböden können sehr unterschiedlich aufgebaut sein. Diese Vielfalt ist als Ursache dafür zu sehen, dass auf eine und dieselbe Belastung sehr verschiedene Reaktionen folgen können. Während ein skelettreicher bis felsiger Boden kaum auf das Befahren mit einer Maschine reagiert, sehen wir in nassen, tiefgründigen Lehm Böden bereits nach einer Überfahrt tiefe Spuren.

Diese Reaktionen fassen wir zusammen unter dem Begriff **Beanspruchung**. Sie ist in der Regel sehr komplex, so dass Messungen nur einzelne Aspekte herausgreifen

können. Beliebt in der Forstwirtschaft ist die Messung der Spurentiefe, weil sie einfach durchgeführt und sogar in Echtzeit visuell eingeschätzt werden kann. Die Wissenschaft hingegen bevorzugt verschiedene Dichtemaße, die Scherfestigkeit, Perkolation und ähnliche physikalische Messgrößen. Hinzu kommen Messungen, die sich mehr den bodenbiologischen Prozessen widmen, wie die Erfassung von CO₂ in der Bodenluft, die Ausgasung von Isotopen usw. Letztlich muss man aber eingestehen, dass alle diese Maße nur Hilfsgrößen sind, die einer Interpretation bedürfen.

Schließlich ist zu klären, wann aus einer Beanspruchung ein **Schaden** wird. Umgangssprachlich ist man schnell dabei, von einem Schaden zu sprechen, denn jegliche Veränderung kann stets unter irgendeinem Gesichtswinkel als Verschlechterung angesehen werden. Darum sollten wir uns auf einen Schadensbegriff einigen, der streng an eine bestimmten menschliche Ziel- und Wertsetzung geknüpft ist und dessen Ergebnis nur vor diesem Hintergrund zu interpretieren ist. Von einem Schaden sollten wir darum genau dann sprechen,

- wenn ein Rechtsgut betroffen ist, das vom Menschen als hinreichend wertvoll angesehen wird,
- und wenn sich an diesem Rechtsgut eine dauerhafte Verschlechterung einstellt.(vgl. Erler et al. 2015)

Mit Blick auf den Waldboden bedeutet das konkret, dass wir ein Ereignis dann als Schaden anzusehen haben, wenn eine Bodenfunktion so stark in Mitleidenschaft gezogen wird, dass der Boden sie aus eigener Kraft (d.h. unter natürlichen Bedingungen) innerhalb eines verantwortbaren Zeitraumes nicht wieder herstellen kann. Um diese Definition auch tatsächlich operabel zu machen, schlage ich vor, dass wir zwei Zeiträume unterscheiden:

- mittelfristig, ob innerhalb einer Menschen-Generation, also maximal 35 Jahre nach der Maßnahme, eine Erholung eingetreten ist,
- und langfristig, ob nach Beenden der Einwirkung überhaupt eine Tendenz zur Erholung beobachtet werden kann.

Unsere Aufgabe wird es nun zunächst sein, wichtige Ereignisse, die aus der Forstgeschichte überliefert sind, darauf hin abzuklopfen, ob von ihnen ein Bodenschaden ausging oder nicht. Dabei wollen wir uns auf die Nutzungsarten beschränken, die in ihrer Zeit als ordnungsgemäß oder zumindest unvermeidbar und üblich betrachtet wurden. Wirkungen von Übernutzung, Raubbau und illegalen

Maßnahmen, die bereits per definitionem Schäden nach sich ziehen mussten, wollen wir ausblenden. Danach werden wir diese Einwirkungen vergleichen mit dem Input, den wir unseren Waldböden unter aktuellen Verfahren zumuten. Und schließlich werde ich versuchen, hieraus ein paar verallgemeinerbare Thesen abzuleiten.

2. Waldweide

Eine der ältesten Nebennutzungen ist wohl unbestritten die Waldweide, bei der das domestizierte Vieh in den Wald getrieben wurde. Neben vereinzelteten Pferden und Eseln sind es vor allem Rinder, Schweine, Schafe und Ziegen gewesen, die im Wald gehütet wurden. Insbesondere mit dem Anstieg der Bevölkerungszahlen nach dem 30-jährigen Krieg nahmen die Herdengrößen in den dornnahen Wäldern zu. MITSCHERLICH beschreibt für den Stadtwald Villingen im Jahre 1800 einen Besatz von 50 Stück Großvieh auf 100 ha, eine Zahl, die gemessen an heutigen Wilddichten unvorstellbar hoch erscheint. (Mitscherlich 1974)

Die Auswirkungen waren vor allem an den Holz-Beständen zu erkennen. Da sich das eingetriebene Vieh nicht nur mit dem Gras begnügte, sondern auch die Knospen und Blätter der Bäume verzehrte, solange es ihrer habhaft werden konnte, begann der Wald alsbald zu verlichten und eine parkartige Gestalt anzunehmen. Diese kam wegen des vermehrten Graswuchses den Bedürfnissen der Viehweide durchaus entgegen, reduzierte aber den Holz-Zuwachs und führte zu einer Überalterung der Bestände, da jegliche Verjüngung ständig gefressen wurde. Mit Recht wurde dies als Schaden für die Forstwirtschaft erkannt, so dass bereits am Ende des 18. Jahrhunderts Bemühungen zur Eindämmung der Waldweide allorts aufscheinen.

Dies trifft vor allem für die Beweidung durch Rinder zu. Die Waldweide durch Schweine hingegen wurde lange Zeit von Forstleuten eher als positiv eingeschätzt, da Schweine den Boden umwühlen und damit den Baumkeimlingen ein gutes Keimbett bieten. Unzweifelhaft kritisch wurde die Ziegenweide gesehen, da diese Tierart die Fähigkeit besitzt, am Stamm ein Stück weit hinaufzuklettern und wertvolle holzige Teile zu beschädigen. Nach v. MAYDELL nehmen holzige Pflanzen bis zu 50 % der Nahrung dieser Tiere aus. (v. Maydell 1980) Schafe haben vor allem in größeren Herden zu einer bleibenden Veränderung der Vegetation und zur Ausprägung eines eigenen Landschaftstyps, den Heiden, geführt. Vergleichbare Tendenzen sind heute noch im Mittelmeerraum zu beobachten.

Besonders verheerend wirkte sich aus, dass Schafe und Ziegen eher von ärmeren Mitgliedern der Bevölkerung gehalten wurden, so dass eine Regulierung des Vieh-Eintriebs in den Wald durch staatliche Stellen sozial nur schwer durchsetzbar gewesen wäre.(v. Maydell 1980) Erfolgreich konnte die Waldweide erst dann zurückgedrängt werden, als mit modernen landwirtschaftlichen Methoden wie Dreifelderwirtschaft und Düngung die Produktivität landwirtschaftlicher Böden anstieg und damit der Weidedruck auf den Wald nachließ. Aber es gelang nicht überall, die überlieferten Berechtigungen, sog. Servitute, auch tatsächlich abzulösen. Bis heute berufen sich Einzelne auf ihre Berechtigung, Vieh in den Wald einzutreiben, allerdings wird von diesem Recht nur sporadisch Gebrauch gemacht. Der Wald hatte damit genügend Zeit, sich von dem Druck zu erholen, so dass man im oben genannten Sinne sicherlich von einem mittelfristigen Schaden für die Waldbestände, nicht aber von einem langfristigen Bestandesschaden sprechen darf.

Aber das ist hier gar nicht die Frage, vielmehr ist zu klären, ob die Waldweide auch Schäden am Boden hervorrief? Zur Beantwortung dieser Frage greife ich auf MAGIN zurück, der in den Alpen beweidete mit unbeweideten Waldflächen verglich. Hiernach ist die Durchwurzelungstiefe bei Waldweide mit 15 cm nur ein Drittel so tief wie im unbeweideten Boden, die Infiltration geht zurück auf bis zu 2 % im Vergleich zur Nullfläche. Sogar 38 Jahre nach Beendigung der Beweidung übersteigt sie kaum die 25 %-Marke. (Magin 1949) Insbesondere an Stellen, wo sich die Herde gern aufhielt oder ihre Wanderrouen hatte (sog. „Viehgangerln“), sind erhebliche Beanspruchungen nachweisbar. Nach LISS treten okular sichtbare Trittschäden auf 5 bis 25 %, in Einzelfällen sogar bis 50 % der beweideten Fläche auf. (Liss 1988)

Sobald die Oberbodenstruktur verletzt ist, setzt die Erosion ein, die sowohl zur Absenkung der Sohle als auch zum seitlichen Abbruch von Böden führt. Solche Rinnen füllen sich in der Regel nicht mehr mit Boden auf, so dass spätestens hier von einem langfristigen Bodenverlust auszugehen ist, dem eindeutig das Prädikat permanenter Schaden zugewiesen werden muss. Hinzu kommt, dass hierdurch die beweidbare Fläche abnimmt und damit der Druck auf dem Boden steigt, wodurch ein Teufelskreis entstehen kann. Im Gebirge ist sogar eine Absenkung der Baumgrenze durch Beweidung nachweisbar. (Liss 1988)

Aber auch indirekt lassen sich Bodenschäden nachweisen. ELLENBERG führt aus, dass sich infolge der Auflichtung in stark beweideten Wäldern vor allem auf kalkarmen Böden die Vegetation dauerhaft verändert und auf eine Podsolierung mit einhergehender Tonzerstörung und Mineralstoffverarmung schließen lässt. Auf sog.

Lagerfluren, auf denen das Vieh häufig steht und damit auch seine Stoffwechselendprodukte ablagert, kommt es hingegen zu einer Nährstoffanreicherung, die aber nicht als Kompensation gewertet werden kann, da sie ebenfalls unnatürliche Verhältnisse aufbaut.(Ellenberg 1996)

Kurzum: Die Waldweide hat auf großer Fläche langfristig wirkende Bodenschäden hinterlassen, die heute noch nachweisbar sind und mancherorts irreversible, ja sogar landschaftsprägende Veränderungen hinterlassen haben.

3. Streu- und Plaggennutzung

Räumlich eng mit der Schafweide verknüpft ist die Plaggennutzung in besonders nährstoffarmen Gebieten. Auch wenn erste Nachweise in die Eisenzeit zurückreichen, nahm diese Nebennutzungsform vor allem nach dem 30-jährigen Krieg an Bedeutung zu. In dem Bestreben, den Viehdung im Stall aufzufangen und auf die hofnahen Felder zu bringen, benötigten die Bauern genügend streubares Material. Da nicht ausreichend Stroh vorhanden war, wurde in den nahegelegenen Wäldern das lose aufliegende Laub und Astwerk zusammen mit Gräsern, Kräutern und Keimlingen zusammengereicht und in den Stall eingestreut.(Selter 1995) Sobald auch dies nicht ausreichte, ging man dazu über, Gras- und Heidekrautplaggen zu hauen, um auch sie als Stalleinstreu zu verwenden. Dadurch wurden dem ohnehin schon nährstoffarmen Waldboden zusätzlich organische und mineralische Bestandteile entzogen, was zu einer dramatischen Verschlechterung des Bodenzustandes führte. Den Forstleuten war durchaus bewusst, dass diese Nutzung negative Folgen für den Wald haben musste. HARTIG forderte gar, diese Nebennutzung nicht nur zu verbieten, sondern unter harte Strafe zu stellen.(Hartig 1831) Da aber seitens der Landbevölkerung geltend gemacht werden konnte, dass diese Nutzung unabdingbar für ihr Überleben sei, konnten sich die Waldbesitzer nicht durchsetzen. Im Gegenteil nahm die Streu- und Plaggennutzung zunächst sogar noch weiter zu und erreichte ihren Höhepunkt im frühen 20. Jahrhundert. Erst als sich mit Mechanisierung und künstlicher Düngung eine vernünftige Alternative für die Landwirtschaft ergab, wurde diese nicht nur ökologisch bedenkliche, sondern auch ergonomisch extrem harte Wirtschaftsweise aufgegeben. Heute gehört sie der Vergangenheit an und wird höchstens – paradoxerweise – aus Gründen des Erhaltes landschaftsprägender Vegetationsformen fortgeführt.

Es ist unmittelbar nachvollziehbar, dass die wiederholte Beseitigung des Auflagehorizontes und der damit einhergehende Nährstoffentzug zu einer dauerhaften Schädigung des Bodens führen musste. Als Folge sinkt die Produktivität des Bodens, DANCKELMANN beziffert den Zuwachsrückgang auf 42 %.(Danckelmann 1880) Jüngere Untersuchungen haben belegt, dass der Boden mangels aktiver Bodenfauna zum Verdichten neigt. Damit nimmt die Infiltrationsrate ab und das Erosionsrisiko steigt an. Auch nach Beendigung der Nutzung ist nicht mit einer Erholung zu rechnen. Wir haben es hier also mit einer permanenten Degradation zu tun, die an Orten, wo die Erhaltung der Kulturform Heidelandschaft politisch gewollt ist, vielleicht nicht als Schaden angesehen wird, im Übrigen aber den Charakter eines großflächigen, langfristigen Schadens annimmt.

4. Köhlerei

Im Gegensatz zu vorgenannten Nebennutzungen leitet die Köhlerei (ebenso wie die Aschenbrennerei, die hier nicht weiter betrachtet werden soll) bereits zur Hauptnutzung des Rohstoffes Holz über. Sie hat nach v. KORTZFLEISCH eine Tradition in Europa, die 5500 Jahre zurückreicht.(v. Kortzfleisch 2008) Da mit der Holzkohle ein transportabler, energetisch hochergiebiger Brennstoff geschaffen wurde, fand die Köhlerei vor allem im Umfeld der Erzgewinnung statt. Bartels schätzt, dass für die Gewinnung von 1 kg Eisen 30 kg Holz verkohlt werden musste.(Bartels 1996) Die eindringlichen Appelle von v. CARLOWITZ (1713) und anderen zeigen deutlich, dass die Rohstoffbasis für den Holzbedarf großflächig nicht ausreichte und damit Übernutzungen als unvermeidbar angesehen wurden. Dieses Phänomen, das v. KORTZFLEISCH (2008) veranlasst, die Köhlerei als „größten Gestalter und Veränderer von Waldlandschaften“ zu bezeichnen, kann man aber nicht der Nutzungsart als solcher, sondern eher der noch nicht ausgeprägten, ordnungsgemäßen und nachhaltigen Forstwirtschaft anlasten, die wir eingangs aus unserer Betrachtung ausgeschlossen haben.

Die Holzkohlegewinnung im Wald ließ erst nach, als mit Steinkohle und vor allem Erdöl günstiger zu gewinnende Energieträger gefunden und geworben wurden. Heute findet man in unseren Breiten vereinzelt noch Holzkohlemeiler vor, die zu historischen Zwecken betrieben und touristisch vermarktet werden. Trotz dieses klaren Bedeutungsrückgangs kann man mit geübtem Auge noch heute die alten Meilerplätze an ihrer typischen Terrassenform erkennen. Beim Graben stößt man

dort auf mächtige Auflagen verkohlten Holzes. Also liegt hier ebenfalls eine dauerhafte Veränderung des Waldbodens vor.

Aber handelt es sich um einen Schaden? Das ist nach oben gewählter Definition nicht der Fall, da die Waldböden trotz der Einebnung und Kohleauflage i.d.R. in vollem Umfang ihre Bodenfunktionen behalten haben und damit kein wesentliches Rechtsgut negativ beeinflusst wurde.

5. Schlagweiser Hochwald

Mit der Einführung einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft zu Beginn des 19. Jahrhunderts fanden Formen der Waldbewirtschaftung weite Verbreitung, die zuvor auf eher begrenztem Raum angewandt und erprobt worden waren und in der Landwirtschaft bewährte Verfahren kopierten und adaptierten. In dem Bestreben, ertragreiche Wälder zu entwickeln, wurden Methoden wie Bodenbearbeitung, Abraumbeseitigung, Pflanzung, Beseitigung von Konkurrenzflora bis hin zum Kahlschlag in den Wäldern eingeführt.

Erst rund ein Jahrhundert später begann man die Dynamik in Naturwäldern zu erkunden, und zog in Zweifel, ob die schlagweise Bewirtschaftungsweise als die beste Methode anzusehen sei. Messungen ergaben, dass es in der Phase des Kahlschlages und der folgenden Neubegründung infolge der hohen Sonneneinstrahlung zu einer erhöhten Mineralisierung kommt, die von der aufwachsenden Vegetation nur unzureichend aufgenommen werden kann und damit zu erheblichem Teilen mit dem Grundwasser abtransportiert wird.(Ulrich 1961)

Solange aber dieser Verlust mithilfe der Verwitterung wieder ausgeglichen werden kann, sind die Funktionen des Bodens nicht dauerhaft beeinträchtigt. Lediglich auf nährstoffarmen und/oder versauerten Standorten kann er zu einer dauerhaften Degradation führen. Sollte sich dieser Verdacht in größerem Umfang bestätigen, so läge in der konventionellen Methode des schlagweisen Hochwaldes eine heute noch großflächig ausgeübte, als ordnungsgemäß anerkannte Bewirtschaftungsform vor, die sich langfristig schadhaft auf den Naturraum Wald auswirken müsste.

Es ist noch nicht lange her, als auch in Deutschland diejenigen, die die Kahlschlagswirtschaft ablehnten, als romantische Träumer belächelt wurden und der schlagweise Hochwald dogmatisch als alternativlos gepriesen wurde. Außerhalb unseres Landes spürt man auch heute noch eine aggressive Grundstimmung, wenn

man als Außenstehender die Richtigkeit des schlagweisen Hochwaldes in Frage stellt.

6. Historische Holzernteverfahren

Der Holzeinschlag wurde bis vor 70 Jahren ausschließlich manuell vorgenommen, eine nennenswerte Auswirkung auf den Boden war dabei auszuschließen.

Der Transport des Holzes hingegen hat schon immer vielfältige Spuren am Waldboden hinterlassen. Dabei beschränken wir uns im Weiteren auf das Vorrücken vom Fällort bis zur nächsten, meist unbefestigten Rückegasse und auf das Rücken bis zum befestigten Weg. Der Ferntransport kann unberücksichtigt bleiben.

Neben dem manuellen Vorliefern von schwächeren Sortimenten wie z. B. Brennholz und Stangen, das als ergonomisch kaum zumutbar, unter dem Gesichtswinkel des Bodenschutzes aber als besonders pfleglich angesehen werden muss, wurde vor allem auf tierische Zugkräfte zurückgegriffen. Pferdehuf und geschleifte Bäume hinterlassen im Wald Spuren, die aber aufgrund der geringen Eigenmasse des Pferdes und der Oberflächlichkeit der Bodenverwundung kaum zu dauerhaften Beeinträchtigungen, geschweige denn zu Schäden führen. Lediglich dann, wenn das Pferd beim Rücken wiederholt dieselbe Route wählt, kommt es zu Trittschäden, die denen ähneln, die oben als Viehgangerln bezeichnet wurden. Das kommt aber vor allem bei weiten Vorrückedistanzen vor, die allein auch damals schon wegen der begrenzten Belastbarkeit der Tiere nach Möglichkeit vermieden wurden.

Anders verhielt es sich an steileren Hängen, an denen Tiere nicht mehr zum Vorrücken eingesetzt werden konnten (mit Ausnahme der Maultiere, die wir hier vernachlässigen wollen). Unter diesen Bedingungen wurde das Holz der Schwerkraft folgend zu Tal geschleift. Es ist verständlich, dass sich die Arbeitskräfte dabei eher für den Erfolg ihres unmittelbaren Geschäftes und als für die mittelfristige Bestandespfleglichkeit ihrer Maßnahme interessierten. HAFNER und GLÄSER machen darauf aufmerksam, dass bei diesem sog. „Schießenlassen“ schwere Schäden am Baumbestandes unvermeidbar waren und dass oft auch das zu nutzende Rohholz nicht unbeschädigt blieb. (Gläser 1951, Hafner 1952) Am Boden kam es vor allem dann zu bleibenden Schäden, wenn das Holz geworfen wurde (sog. „Stülpen“ oder „Bocken“) oder wenn immer wieder dieselbe Gleitbahn verwendet wurde, so dass sie sich zu einer Erosionsrinne ausweitete.

Mancherorts wurden gezielt Rinnen für den Holztransport, sog. Riesen oder Loiten, angelegt und regelmäßig genutzt. In solchen Fällen wurde also eine regelrechte Rückeanlage geschaffen, die auch nach der Maßnahme sichtbar blieb und i.d.R. sogar heute noch unschwer als solche erkennbar ist. Infolge der starken Geländeneigung und verletzten Bodenoberfläche waren die meisten Riesenanlagen oft Ausgangslinien für weitergehende Erosionen. Aus ökologischer Sicht handelt es sich dabei zweifelsohne um eine dauerhafte Degradation und damit um einen Schaden. Bei genauer Betrachtung liegt hier aber eine Änderung der Bodennutzung vor, wie wir sie heute bei der permanenten Rückegasse wiederfinden. Aus Sicht der wirtschaftenden Menschen bedeutet dies eine gezielte Nutzungsänderung, mit der die Anlagen eine technische Funktion übertragen bekamen. Solange diese Funktionszuweisung galt, hatten die Riesen einen hohen wirtschaftlichen Wert; erst mit Änderung der Rückemethode, z. B. mit der Einführung von Seilkrananlagen, sank dieser Wert, so dass heute nach Auflassung dieser technischen Anlagen deren technische Funktion wertlos geworden ist und damit der ökologische Schaden ins Blickfeld rückt.

7. Motorisierte Holzernteverfahren

Als kurz nach dem Zweiten Weltkrieg die Motorsäge aufkam, wurde es nötig, die umlaufende Kette auf dem Schwert zu schmieren. Hierbei wird Haftöl eingesetzt, das als Verlustschmierung in die Umwelt abgegeben wird. In der Sorge, dass diese Öle langfristig den Waldboden und das Wasser schädigen, wird seit mehreren Dekaden systematisch und in Deutschland wohl auch erfolgreich auf Kettenschmieröle umgestellt, von denen man annimmt, dass sie im Boden und Wasser schnell abgebaut werden. Vertraut man den Prüfverfahren, sollte hiermit die Gefahr eines Schadens gebannt sein.

Seit den 1990er Jahren halten selbstfahrende Maschinen im Wald Einzug, die die Bäume fällen, zu Sortimenten aufarbeiten und sogar bis zur Maschine vorrücken. Diese „Harvester“ erlösen nicht nur den Waldarbeiter von seiner sehr schweren und unfallträchtigen Arbeit, sondern hinterlassen auch nahezu unbeschädigte Waldbestände bei unschlagbar günstigen Kosten. Ihr Hauptnachteil besteht aber darin, dass sie mit ihrem Eigengewicht von i.d.R. mehr als 100 kN auf dem unbefestigten Waldboden fahren und diesen in einem Maße belasten, wie es bis dahin unbekannt war.

Dass derart hohe Massen von Boden nicht ohne Reaktion aufgenommen werden, ist jedem verständlich. In Deutschland befasst sich die Wissenschaft seit den 1990er Jahren mit der Einschätzung der Beanspruchung in Abhängigkeit von den wichtigsten Bodenparametern und der Höhe und zeitlichen Abfolge der Belastungen. Auch wenn immer noch nicht alle Fragen befriedigend geklärt werden konnten, ist bereits klar: Unter praktischen Bedingungen kann der Waldboden die hohe Belastung nicht elastisch kompensieren, so dass plastische Veränderungen unvermeidbar sind. Als Konsequenz wird eine Funktionstrennung vorgenommen: In regelmäßigen Abständen werden Fahrlinien festgelegt und zu Rückegassen erklärt, die auch bei künftigen Maßnahmen zu befahren sind und damit permanent dieser technischen Funktion dienen sollen. Alle verbleibenden Flächen dürfen nicht mit Maschinen befahren werden, damit dort der Vorrang der biosystemaren Funktionen gewährleistet werden kann. Bezüglich des Abstandes dieser Rückegassen und damit des Anteils, der aus der biologischen Produktion herausgenommen wird und vorrangig eine technische Funktion übernimmt, gibt es noch unterschiedliche Vorstellungen, das Grundprinzip der Funktionstrennung wird aber von der deutschen Forstwirtschaft allgemein akzeptiert (für viele Nachbarländer trifft dies noch nicht zu). Die Harvester werden ergänzt von sog. Forwardern, die das Kurzholz in Rungenkörben tragend an die Waldstraße fahren. Sie benutzen selbstverständlich dieselben Gassen wie die Harvester, zeigen aber ein anderes Verhalten: Sie fahren schneller, sind noch deutlich schwerer und benötigen häufig mehrere Überfahrten. Damit entpuppen sie sich als das größere Problem, da die Böden entgegen ursprünglichen Vermutungen nicht nur verdichtet, sondern bei mehreren Überfahrten strukturell zerstört werden. Erfahrungen und Messungen belegen gleichermaßen, dass Waldböden typischerweise 4-6 Überfahrten gut verkraften können, dann aber nachgeben und auf weitere Überfahrten mit der Auflösung ihrer Struktur reagieren. Das heißt, dass die Aufgabe der Forstwirtschaft auf den Rückegassen darin besteht, deren Befahrbarkeit, also eine rein technische Funktion, dauerhaft zu erhalten. Dort, wo dies nicht gelingt, stellt sich ein Schaden ein, der in der Regel nicht ohne technische Eingriffe behoben werden kann und damit als langfristig gelten muss.

Die Maschinenhersteller möchten diesen kritischen Punkt hinauszögern, indem sie die Reifenaufstandsflächen vergrößern oder die Anzahl der Achsen erhöhen, um den spezifischen Bodendruck zu senken. Außerdem ziehen sie auf die Räder verschiedene Bänder auf, um je nach Bedarf die Aufstandsfläche oder die Traktion zu erhöhen. Alle diese Maßnahmen haben aber den Nebeneffekt, dass damit das

Gesamtgewicht der Maschinen ansteigt. Da außerdem die Anschaffungskosten steigen, müssen die Maschinen eine höhere Produktivität aufweisen, um konkurrenzfähig zu bleiben, also je Zeiteinheit mehr Holz transportieren. Diese Entwicklung nimmt bereits heute eindeutige Züge eines Teufelskreises an.

Wie verhält es sich mit dem Schaden? Eigentlich sollte man annehmen, dass es unvermeidbar auf den Rückegassen zu Schäden kommen muss. So klar ist das aber nicht: Solange einem Bodenabschnitt die Funktion einer Rückegasse zugewiesen wird und sie als solche auch uneingeschränkt verwendet werden kann, liegt nach unserer oben gefundenen Definition trotz ökologischer Bedenken kein Schaden vor. Erst dann, wenn die technische Funktion bedroht ist, stellt sich ein Schaden ein, der aktiv durch technische Maßnahmen repariert werden muss, um die Inanspruchnahme weiterer Teile des Waldbodens zu vermeiden. An diesem Punkt sind wir aktuell angekommen: Insbesondere auf Sammelgassen gehen viele Waldbesitzer dazu über, nach erfolgter Holzernte den Gassenboden partiell wieder zu nivellieren und an besonders in Anspruch genommenen Stellen die Befahrbarkeit durch Einbringen von Wegebaumaterial wieder herzustellen.

Was aber passiert, wenn sich der Waldbesitzer entscheidet, eine bisher als Gasse genutzte Linie künftig nicht mehr als solche zu verwenden und damit den Boden wieder für die biologische Produktion freizugeben? Der verdichtete und strukturell umgeformte Boden vermag diese Restaurierungsleistung nicht aus eigener Kraft zu meistern, da hierzu in Ermangelung der Sprengwirkung von Frost biologische Prozesse notwendig wären. Diese benötigen aber frische Bodenluft zum Atmen, die in den betroffenen Böden nicht in ausreichendem Maße vorhanden ist. Infolge der Veränderung der Zielsetzung wird aus einem funktionierenden System plötzlich ein geschädigtes, das aktiv vom Menschen wieder restauriert werden muss. Der Frage, wie dies geschehen kann, widmet sich RÜWOLA.

Wie häufig tritt dieser Fall auf? Hierüber ist nichts bekannt. Es kann jedoch vermutet werden, dass im Zuge von Nutzungsverzicht, sog. Flächenstillegung, Veränderung von Feinerschließungssystemen und bodenschonenderen Erntemethoden künftig in nicht vernachlässigbarem Umfang alte Gassen wieder aufgelassen werden mit der Folge, dass allein aufgrund der Veränderung der Zielsetzung dann frühere – sprich heute akzeptierte – Verhaltensweisen als Verursacher gravierender Schäden wahrgenommen werden. Der Umfang wird wahrscheinlich denjenigen des ähnlich gelagerten Falls der Auflassung alter Riesen und Loiten bei Weitem überschreiten.

Was lernen wir aus diesem Vergleich aktueller Handlungen mit geschichtlichen Erfahrungen für unsere heutige Rückegassendiskussion? Was dürfen wir tun, wodurch wird unser Handeln begrenzt? Ich möchte hier drei Argumentationslinien aufzeigen:

8. Argumentationslinie „Natur ist geduldig“

In Diskussionen mit Vertretern der Praxis hört man häufig, dass man nicht übertreiben solle, da die Natur über die Zeit viele Wunden heile und Schäden besser auszugleichen in der Lage sei, als es auf den ersten Blick erscheint. Als Beleg wird darauf verwiesen, wie schön und produktiv unsere Wälder heute dastünden trotz schwierigster Ausgangsbedingungen wenige Jahrhunderte zuvor.

Vorstehende Betrachtung hat ergeben, dass dies nicht zutrifft. Infolge von Viehweide oder Streunutzung podsolierte Böden haben sich nicht wieder „erholt“. Die Norddeutschen Heidelandschaften zeigen ein Wuchspotenzial, das nach Einschätzung von Experten auch heute noch nicht wieder dem natürlichen Potenzial entspricht. Erosionen und Alluvien sind auch heute noch als solche erkennbar... der Boden hat ein sehr langes Gedächtnis.

Bei der aktuellen Rückegassendiskussion treffen wir mancherorts wieder dasselbe Denkmuster an. Solange man nichts sieht, akzeptiert man auch nicht, dass die Belastungen im System bereits Schäden hinterlassen haben. In Frankreich, wo noch vor einem Jahrzehnt die Rückegasse als typisch deutsche Übertreibung abgelehnt wurde, findet gerade ein Umdenken statt. In den skandinavischen Ländern scheint man hingegen noch weit davon entfernt zu sein, sich ernsthaft mit den Veränderungen im Boden beschäftigen zu wollen. Dort „glaubt“ (!) man an die Selbstheilungskräfte der Natur, vor allem des Frostes, wohl wissend, dass ausreichend tief greifende Fröste bereits seit Jahren ausgeblieben sind. Deutschland nimmt im Vergleich dazu eine rühmliche Vorreiterrolle ein.

9. Argumentationslinie „Unabwendbarkeit“

Sowohl bei der Viehweide als auch vor allem bei der Streunutzung wurde deutlich, dass die schädigende Nutzung trotz früh angemeldeter und begründeter Bedenken seitens der Waldbesitzer erst dann beendet wurde, wenn sich den Nutzern eine attraktive Alternative bot und damit ihr Nutzungsdruck nachließ. Mit anderen Worten:

In einem hierarchischen Zielsystem nehmen die gesellschaftlichen Bedürfnisse einen relativ hohen Rang ein, dem sich die Forstwirtschaft unterzuordnen hat.

Die aktuellen gesellschaftlichen Bedürfnisse gehen in zwei diametral entgegengesetzte Richtungen:

Die Einen verlangen, dass die Forstwirtschaft den besonders naturnahen und wichtigen Lebensraum Wald möglichst schonungsvoll behandeln und nach Möglichkeit ganz dem Prozessschutz überlassen soll. Wenn dies die unabwendbare Forderung sein sollte, der wir uns zu fügen haben, erzeugen wir mit unseren Gassen gerade katastrophale Schäden, die wir kaum verantworten können, weil sie in engem Netz auf unbestimmte Zeit im Boden nachweisbar sein werden und der Natürlichkeit des Waldes zuwiderlaufen.

Die Anderen verlangen, im Zuge der „Energiewende“ und „Biobased Industries“ so viel nachwachsende Rohstoffe wie möglich einzusetzen. Dieser Megatrend motiviert wie seinerzeit die Erzgewinnung die Forstwirtschaft, nicht nur ihre Handlungen weiter fortzusetzen, sondern noch zu intensivieren und auch auf Gebiete auszuweiten, die bis dahin vernachlässigt wurden. Vor diesem Hintergrund ist die Mechanisierung mit ihren Feinerschließungskonzepten eine unabdingbare Notwendigkeit, die auch überdauern wird.

Selbst die als unabwendbar angesehenen Rahmenbedingungen unterliegen also zeitlichen Schwankungen und gesellschaftlichen Veränderungen. Da die Prozesse im Boden langsamer verlaufen als gesellschaftliche Prozesse, sollte forstlicherseits darauf geachtet werden, dass alle Entscheidungen auch unter sich ändernden Rahmenbedingungen vertretbar bleiben. Mäßigung erscheint darum dringend geboten.

10. Argumentationslinie „Kosten“

Im Gegensatz zu den Problemen mit Waldweide und Streunutzung, bei denen die Forstwirtschaft sich gegen Ansprüche von außen wehren musste, hat die aktuelle Diskussion eine nach innen gerichtete Dimension: Die meisten Bemühungen, dem Bodenschutz mehr Bedeutung zu geben, werden von Forstleuten selbst abgeschmettert mit dem Hinweis, dass die Verfahren dadurch zu teuer würden. Bodenschutz hat keinen unmittelbaren Nutzen für den Waldbesitzer, sogar mittel- und langfristige Betrachtungen und Waldwertberechnungen messen dem Bodenschutz keine pekuniären Vorteile bei. Mit dem Schlagwort „Wirtschaften“ wird

vor allem kurzfristige Gewinnerzielung verbunden und – wahrscheinlich aus einem nicht eingestandenem Gefühl der moralischen Unterlegenheit heraus – dogmatisch-aggressiv gegenüber ganzheitlicheren Zielkonzepten verteidigt.

Dabei wird die Gewinnerzielung irrtümlich zum Oberziel erklärt. Wirtschaftlich rationales Handeln bedeutet aber stets, ein gesetztes Ziel mit vertretbaren knappen Mitteln zu erreichen, die Gewinnerzielung steuert also die Mittelauswahl in einem komplexen, multifunktionalen Zielsystem und ist – zumal in der Forstwirtschaft – niemals das Oberziel selbst.

In den vorgenannten historischen Bezügen scheint diese Reduzierung auf den Gewinn keine Entsprechung zu haben. Ganz im Gegenteil: Die Forstwirtschaft verdankt ja gerade ihre Entstehung der Tatsache, dass sie sich mit der Nachhaltigkeit ein Ziel gesetzt hat, das über das reine Gewinnstreben der regionalen Wirtschaft gestellt wurde und das – mit heutigen Begriffen – der ökosystemaren Leistungsfähigkeit den Rang einer absoluten Limitierung verlieh. Führenden Vertretern der Forstwirtschaft scheint nicht bewusst zu sein, dass sie gerade dabei sind, dieses Alleinstellungsmerkmal – zumindest in ihrer Argumentation – aufzugeben.

Literatur

- BARTELS, CHRISTOPH (1996): Montani und Silvani im Harz. In Jockenvogel, Albrecht (Hrsg.): Bergbau, Verhüttung und Waldnutzung im Mittelalter. Franz Steiner Verlag, Stuttgart, S. 112-127.
- CARLOWITZ, HANNß CARL VON (1713): Sylvicultura Oeconomica oder haußwirtschaftliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur wilden Baum-Zucht. Hamberger, Joachim (Hrsg.), Oekom-Verlag, 2013.
- DANCKELMANN, BERNHARD; RIEBEL, PAUL; WEISE, WILHELM (1880): Die Ablösung und Regelung der Waldgrundgerechtigkeiten. Jahrbuch der Preußischen Forst- und Jagdgesetzgebung und Verwaltung.
- ELLENBERG, HEINZ (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer Stuttgart, UTB für Wissenschaft.
- ERLER, JÖRN; GRÜLL, MARTIN; WÄCHTER, MANUEL (2015): Bodenschonende Holzernte. FIWA Reihe Technikmanagement in der Forstwirtschaft, 2. unv. Aufl., 108 S.
- HAFNER, FRANZ (1964): Der Holztransport – Handbuch für Rückng, Lagerung, Ladeverfahren und Haupttransport. Österreichischer Agrarverlag Wien.
- HARTIG, GEORG-LUDWIG (1831): Die Forstwirtschaft nach ihrem ganzen Umfange in

gedrängter Kürze. Universität Lausanne, digit. 2008.

KORTZFLEISCH, ALBRECHT VON (2008): Die Kunst der schwarzen Gesellen – Köhlerei im Harz. Papierflieger-Verlag Clausthal-Zellerfeld.

LISS, BERND-MARKUS (1988): Versuche zur Waldweide – Der Einfluß von Weidevieh und Wild auf Verjüngung, Bodenvegetation und Boden im Bergmischwald der ostbayerischen Alpen. Forstliche Forschungsberichte München, 87.

MAGIN, ROBERT (1949): Der Einfluss der Waldweide im oberbayerischen Hochgebirge auf Boden, Zuwachs und Ertrag des Waldes. München, Univ., Hohe Staatswirtschaftl. Fakultät, Diss.

MAYDELL, HANS-JÜRGEN VON (1980): Forstwirtschaft und Ziegenhaltung. Forstarchiv, Deutscher Landwirtschaftsverlag München.

MITSCHERLICH, GERHARD (1974): Vom Nutzen des Waldes in Vergangenheit und Gegenwart. Biologie in unserer Zeit, 4. Jahrg., 2, Wiley-VCH.

SELTER, BERNWARD (1995): Waldnutzung und ländliche Gesellschaft – landwirtschaftlicher „Nährwald“ und neue Holzökonomie im Sauerland des 18. Und 19. Jahrhunderts. Forschungen zur Regionalgeschichte, Schöningh Paderborn, 13.

ULRICH, BERNHARD (1961): Boden und Pflanze: Ihre Wechselbeziehungen in physikalisch-chemischer Betrachtung. Erweiterte Habilitationsschrift, Göttingen.

Zur Person:

Prof. Dr. J. Erler

Jörn Erler ist Institutsdirektor an der TU Dresden und Leiter der Professur Forsttechnik in Tharandt. Sein Projektschwerpunkt ist: strategisches, taktisches und operatives Management forsttechnischer Handlungen

Schutz vor luftgetragenen Bodenbelastungen

Henning Meesenburg, Uwe Klinck, Birte Scheler und Bernd Ahrends

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

1. Einleitung

Der Eintrag von Luftschadstoffen hat vielerorts die biogeochemischen Stoffkreisläufe in naturnahen Ökosystemen gravierend verändert. Während seit dem Beginn der Industrialisierung und besonders deutlich in den 1960er bis in die 1990er Jahre durch die Einträge von Schwefel insbesondere der Säure-Base-Status der Wälder verändert wurde, wurden Stickstoffeinträge später eine wichtige Komponente der Säurebelastung, führten aber auch zu einer Eutrophierung der Wälder.

Die Deposition von Säure und Säurebildnern kann als großmaßstäbliche Titration mit der Folge der Versauerung von Böden und Gewässern betrachtet werden (Henriksen 1980, Ulrich 1990). In Abhängigkeit von Ausgangssubstrat und Versauerungszustand werden unter dem Einfluss von Säuredeposition verschiedene Puffersysteme in Böden wirksam, die sich hinsichtlich ihrer Pufferreaktionen und –kapazitäten unterscheiden (Tab. 1). Von Bodenversauerung sind insbesondere mit basenarmen Ausgangssubstraten ausgestattete und daher pufferschwache Waldböden betroffen. Dies betrifft beispielsweise weite Bereiche des norddeutschen Tieflands mit sandigen Böden, aber auch Mittelgebirge aus silikatischen Ausgangsgesteinen.

Die Säuren werden vorwiegend in Form starker Mineralsäuren (Schwefelsäure H_2SO_4 , Salpetersäure HNO_3) in die Böden eingebracht bzw. im Boden generiert, wenn deponiertes Ammonium durch Nitrifikation zu HNO_3 umgewandelt wird. Da im Boden für die Anionen Sulfat und Nitrat nur wenige Sorptionsplätze zur Verfügung stehen, werden diese leicht in tiefere Bodenhorizonte verfrachtet bzw. in Gewässer ausgetragen (Bittersohl et al. 2014). Nach dem Elektroneutralitätsprinzip müssen diese Anionen von einer äquivalenten Menge Kationen begleitet werden, deren Zusammensetzung wiederum u.a. von der Zusammensetzung der austauschbar gebundenen Kationen bestimmt wird (Reuss & Johnson 1985). Im Gegensatz zu den „natürlichen“ Komponenten der Bodenversauerung wie Kohlensäure oder organische Säuren (z.B. Huminsäuren und Fulvosäuren), die als schwache Säuren durch Pufferreaktionen leicht protoniert werden, sind damit auch tiefere Bodenhorizonte von einer Versauerung und dem Verlust von basischen (Nährstoff-)Kationen betroffen.

Tab. 1: Säure-Pufferbereiche in belüfteten Böden (nach Ulrich, 1987, verändert)

pH-Wert	8,6 – 6,2	6,2 – 5,0	5,0 – 4,2	4,2 – 3,8	< 3,8
Pufferbereich	Kohlensäure-Karbonat	Kohlensäure-Silikat	starke Säure Austausch	starke Säure Al-Oxid	starke Säure Fe-Oxid
Protonenquellen	Wurzel- u. Zersetzeratmung Nitrifikation NH ₄ -Aufnahme SO ₂ -Emission org. Substanz				
Pufferreaktion	Kalklösung	Silikat-verwitterung	Kationen-austausch	Tonmineral-verwitterung, Al-Oxidlösung	Oxidlösung
Pufferkapazität	groß	mittel	klein	groß	mittel
Pufferrate	hoch	gering - mittel	gering	hoch	hoch
Zusammensetzung der Bodenlösung	hohe Gehalte von Ca ²⁺ und HCO ₃ ⁻	niedrige Gehalte von Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ und HCO ₃ ⁻	variable Gehalte von NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ und SO ₄ ²⁻ Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Al ³⁺ Fe ³⁺ K ⁺ , Al(OH) _n ³⁻ⁿ		

Die Deposition von erhöhten Mengen der Stickstoffspezies Nitrat und Ammonium bewirkt neben einer Versauerung der Böden und Gewässer eine Reihe von Veränderungen in Waldökosystemen, die unter dem Begriff „Stickstoffsättigung“ zusammengefasst werden (Aber et al. 1989, 1998, Emmett 2007). Da Stickstoff in natürlichen Ökosystemen meist der das Wachstum begrenzende Nährstoff ist, führen zusätzliche Einträge zu einer Steigerung der Aufnahmeraten durch die Vegetation und damit zu einer Erhöhung der Primärproduktion. Der dadurch erhöhte Anfall an Bestandesabfällen (oberirdischer und unterirdischer Streufall) steigert die mikrobiellen Stickstoffumsätze im Boden. Wenn die Aufnahmekapazität der Vegetation für zusätzlichen mineralischen Stickstoff erschöpft ist, kommt es zu einem

erhöhten Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser und einer möglichen Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern. Das erhöhte Angebot an Stickstoff und der Verlust an basischen Kationen durch die Auswaschung in Verbindung mit mobilen Anionen können auf basenarmen Standorten zu einer Verschiebung des wachstumslimitierenden Nährstoffs und zu Nährstoffungleichgewichten führen (de Vries et al. 2014).

Durch eine gesteigerte Primärproduktion in Waldökosystemen wird gleichzeitig die Kohlenstoffspeicherung erhöht, wodurch auch die Kapazität der Wälder für die Speicherung von Stickstoff zunimmt (de Vries et al. 2006). Aufgrund der engen Wechselwirkungen zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf kommt auch den klimawandelbedingten Effekten auf den Stoffhaushalt wie beispielsweise temperaturbedingt höheren Abbauraten der organischen Bodensubstanz eine besondere Bedeutung zu (Davidson & Janssens 2006).

Am Beispiel von ausgesuchten Waldökosystemen in Nordwestdeutschland werden die luftgetragenen Belastungen und deren Wirkungen auf die Böden dargestellt. Vor dem Hintergrund kritischer Belastungsgrenzen werden notwendige Reduktionen der Emissionen von Luftschadstoffen diskutiert.

2. Monitoring von luftgetragenen Stoffeinträgen und deren Wirkung

Die Erkenntnis der Wirkung von Luftschadstoffeinträgen auf Waldökosysteme wurde zunächst im Rahmen von einzelnen Forschungsprojekten auf lokaler und regionaler Skala gewonnen (z.B. Ulrich et al. 1979). Beispielsweise lösten die Ergebnisse des „Solling-Projekts“ eine Debatte zu neuartigen Waldschäden aus, bei der Bodenversauerung als eine wesentliche Ursache diskutiert wurde und in deren Folge erste Luftreinhaltemaßnahmen im nationalen Rahmen veranlasst wurden (1. Stufe Großfeuerungsanlagenverordnung 1983). Da zu diesem Zeitpunkt bereits bekannt war, dass Luftverunreinigungen über weite Strecken verfrachtet werden, wurde 1979 die Erkenntnis der Notwendigkeit international koordinierter Maßnahmen zur Luftreinhaltung von der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) in Form des „Abkommens über großräumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen“ (sog. Genfer Luftreinhaltekonvention, CLRTAP) umgesetzt (UNECE 1979). Im Rahmen von CLRTAP werden international verbindlich die Ziele der Luftreinhaltung festgelegt. Derzeitig gültig ist das sog. Göteborg-Protokoll,

welches die Emissionsminderungsziele auf Basis von kritischen Belastungsgrenzen empfindlicher Ökosysteme (Wälder, Gewässer) festlegt (Reis et al. 2012).

Die CLRTAP beinhaltet auch die Überwachung der Folgen des Eintrags von Luftschadstoffen in Ökosysteme sowie eine Erfolgskontrolle der Luftreinhaltemaßnahmen, die für Wälder von dem „Internationalen kooperativen Programm zur Überwachung von Luftschadstoffen in Wäldern“ (ICP Forests) wahrgenommen wird (de Vries et al. 2003). Das Monitoringprogramm von ICP Forests setzt sich aus Überblicks-erhebungen auf einem regelmäßigen Raster von 16 x 16 km, zu denen eine jährliche Kronenzustandserhebung und bisher zwei Mal durgeführte Bodenzustandserhebungen gehören (Level I) sowie intensiven Beobachtungen auf ausgewählten, hinsichtlich der vorkommenden Belastungen, Baumarten, Bodensubstraten und anderen Kriterien repräsentativen Untersuchungsflächen (Level II) zusammen. Zu den Erhebungen auf Level II-Flächen gehören eine jährliche Kronenzustandsansprache, die kontinuierliche Beobachtung der atmosphärischen Deposition, des Streufalls, der Bodenlösung, meteorologischer Größen, der Luftqualität, die periodische Erhebung des Bodenzustands, des Baumwachstums, der Baumernährung durch Nadel- und Blattanalysen, von Schäden durch Ozon, des Blattflächenindex, der phänologischen Phasen sowie der Bodenvegetation (ICP Forests 2010).

Weitere Monitoringprogramme, die die Wirkung von Luftschadstoffeinträgen auf Wälder und Waldböden erfassen, sind die Boden-Dauerbeobachtungsprogramme der Bundesländer (z.B. Höper & Meesenburg 2012), die bisher zweimal (BZE I: 1989-1992, BZE II: 2006-2008) auf einem 8 x 8 km-Raster durchgeführte bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) und die jährliche Waldzustandserhebung (WZE) mit je nach Bundesland unterschiedlichen Rasterweiten (BMEL 2014). In manchen Bundesländern sind die verschiedenen Programme auf Intensiv-Monitoringflächen zusammengelegt, so dass in integrierten Erhebungen die Belastungen von Waldökosystemen erfasst werden.

3. Luftgetragene Bodenbelastungen in Nordwestdeutschland

Einträge von luftgetragenen Bodenbelastungen in Wäldern werden seit Ende der 1960er Jahre im Solling kontinuierlich beobachtet (Meesenburg et al. 2013). Dabei zeigte sich, dass Wälder aufgrund ihrer großen äußeren Oberfläche wesentlich stärker belastet werden als andere Landnutzungsformen mit niedriger Vegetationsbedeckung. Ferner ist die Struktur der Waldbestände für die Höhe der

Stoffeinträge von Bedeutung mit z.B. höheren Einträgen bei größeren Bestandeshöhen und größerer Kronenrauhigkeit und höheren Eintragsraten in immergrüne Nadelbaumbestände im Vergleich zu winterkahlen Laubbaumbeständen (Ulrich 1994, Rothe et al. 2002, Mohr et al. 2005).

Belastungsschwerpunkte der Schwefeleinträge in Nordwestdeutschland sind in den Mittelgebirgen (z.B. Harz, Solling) zu finden, wo hohe Niederschlagsraten und ein hoher Anteil von Fichtenbeständen zusammentreffen. Auch in küstennahen Regionen (z.B. Wingst) treten z.T. erhöhte Schwefeleinträge auf. Einträge von oxidiertem Stickstoff sind gleichmäßig verteilt und hauptsächlich an die Niederschlagshöhe gebunden. Reduzierter Stickstoff wird relativ emittentennah deponiert und daher in Regionen mit hohen Viehdichten wie dem Weser-Ems-Raum verstärkt eingetragen.

Die zeitlichen Trends für Schwefel- und Säureinträge zeigen in ganz Mitteleuropa und darüber hinaus deutliche Abnahmen seit 1980 (Waldner et al. 2014). In Nordwestdeutschland nahmen die Sulfatschwefeleinträge seit 1980 an vielen Standorten um über 80 % ab (Abb. 1, Meesenburg et al. 2009). Die Einträge von oxidiertem und reduziertem Stickstoff nahmen ebenfalls ab, allerdings nur um etwa 30 bis 50 % (Abb. 2). Ein ähnliches Muster mit vorwiegend leichten Rückgängen der Einträge von Stickstoff fanden Waldner et al. (2014) auf Level II-Flächen in

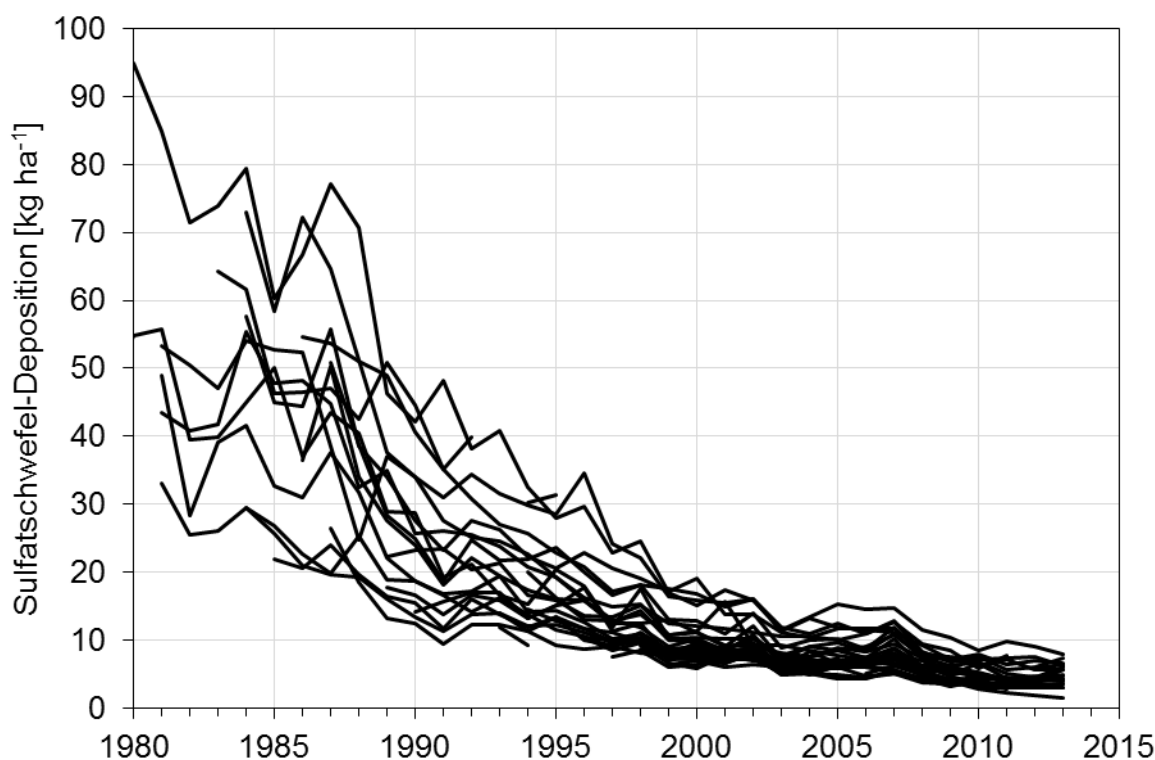


Abb. 1: Zeitreihen der luftgetragenen Deposition von Sulfatschwefel (SO₄-S) auf Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland.

Mitteleuropa. Die gefundenen Reduktionen der Stoffeinträge von Schwefel und Stickstoff bilden die Entwicklung der Emissionen von Luftschadstoffen weitgehend ab.

4. Wirkungen von luftgetragenen Bodenbelastungen auf Böden

Die eingetragenen Stoffe werden vorwiegend in gelöster Form in die Waldböden eingetragen und interagieren über die Bödenlösung mit der Bodenfestphase. Daher ist die Zusammensetzung der Bodenlösung ein wichtiger Indikator für Wirkungen von luftgetragenen Bodenbelastungen auf Böden. Das Bc/Al-Verhältnis gibt das Verhältnis von basischen Nährstoffkationen zu Aluminium in der Bodenlösung an und gilt als Indikator für das Risiko von Aluminiumtoxizität auf Baumwurzeln (Sverdrup & Warfinge 1993).

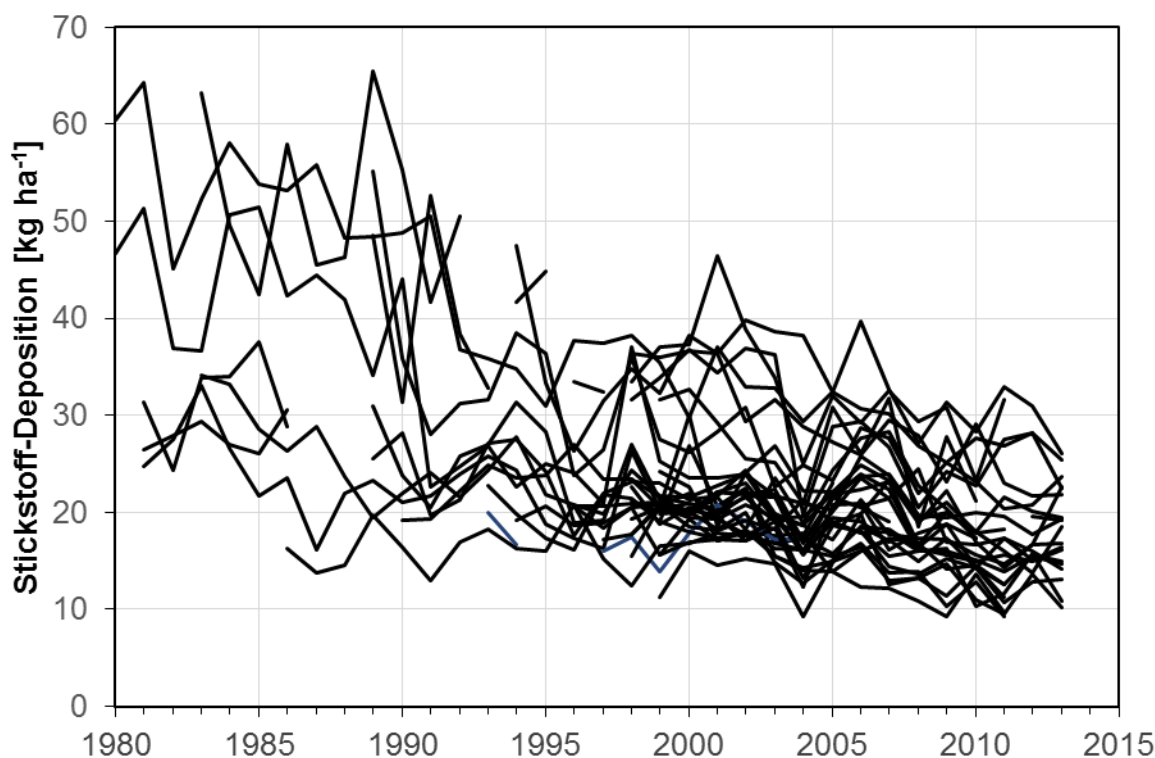


Abb. 2: Zeitreihen der luftgetragenen Deposition von Stickstoff (Gesamtdeposition n. Ulrich 1994) auf Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland

In den Böden von Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland lag das Bc/Al-Verhältnis 2013 in über 50 % der Fälle (verschiedene Tiefenstufen von 37 Monitoringflächen) im Jahresmittel unter dem kritischen Wert von 1,0, der als Grenzwert für das Risiko von toxischen Stress für Wurzeln von Nadelbäumen (Fichte und Kiefer) gilt (Abb. 3). In 47 % der Fälle lag das mittlere Bc/Al-Verhältnis sogar unter 0,6, was als kritische Grenze für die als wenig empfindlich geltenden

Baumarten Buche und Eiche angenommen wird. Im Zeitraum 1994 bis 2013 nahm die Häufigkeit der Unterschreitung der kritischen Grenzen des Bc/Al-Verhältnisses von 1,0 und 0,6 zu (Abb. 3). Damit ist das Risiko von Aluminiumstress für die Waldbestände trotz abnehmender Säureeinträge eher gestiegen.

Stickstoff liegt in der Bodenlösung vorwiegend in Form von Nitrat vor. Bei einer Konzentration anorganischer Stickstoffverbindungen von mehr als 1,0 mg/l N kann von erhöhten Nitratausträgen infolge von Stickstoffsättigung ausgegangen werden. Auch unterhalb dieses Grenzwertes sind Nährstoffungleichgewichte möglich, oberhalb von 3,0 mg/l N wird ein reduziertes Wurzelwachstum der Bäume beobachtet (Iost et al. 2012). Als Grenzwert im Trinkwasser sind in Deutschland 11,3 mg/l N (entspricht einem Nitratgehalt von 50 mg/l) festgelegt. Dieser Grenzwert gilt nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auch für das Grundwasser.

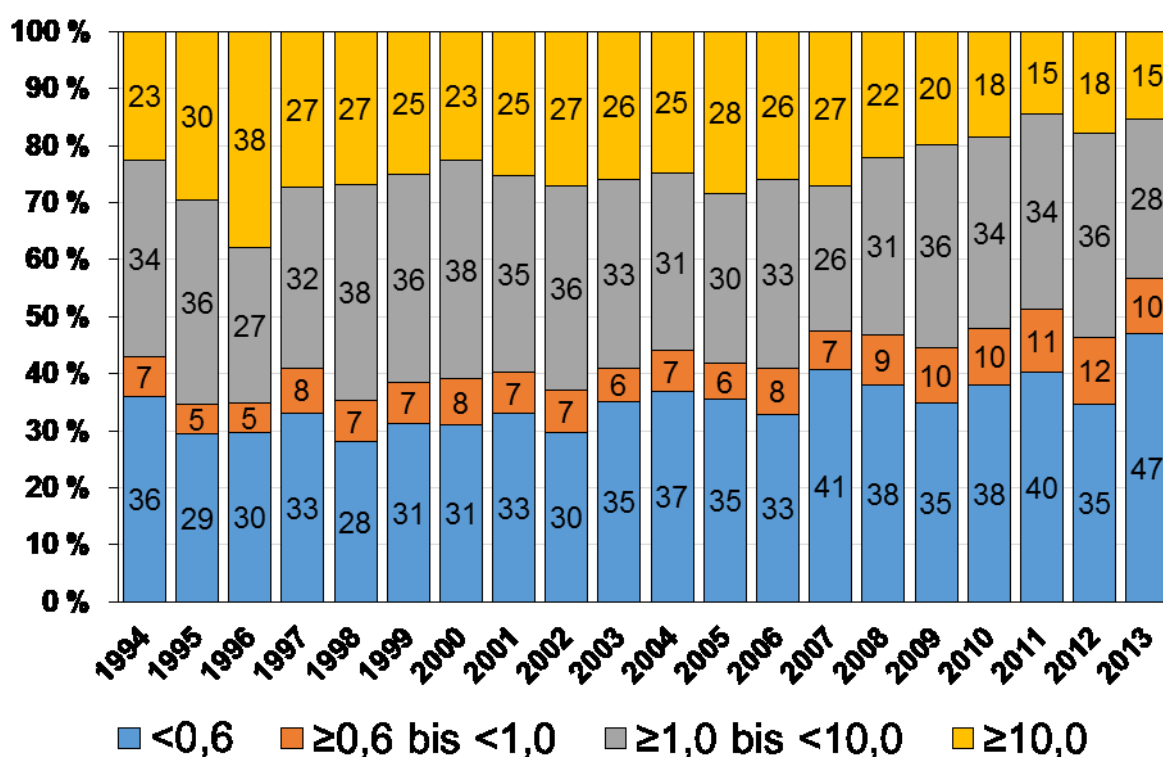


Abb. 3: Relative Häufigkeit der Über- oder Unterschreitung von Grenzwerten des mittleren Bc/Al-Verhältnisses ($Bc/Al = K + Mg + Ca / Al$) in der Bodenlösung von Intensiv-Monitoringflächen (verschiedene Tiefenstufen) in Nordwestdeutschland.

In etwa einem Drittel aller Fälle wurde 2013 auf Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland der Grenzwert von 1,0 mg/l N überschritten (Abb. 4). In diesen Waldökosystemen dürfte das Retentionsvermögen für Stickstoff erschöpft sein und es besteht das Risiko erhöhter Nitratausträge in das Grundwasser. In 20 % der Fälle

wurde der Grenzwert von 3,0 mg/l N und in 6 % der Fälle der Trinkwassergrenzwert überschritten. Im Zeitraum 1994 bis 2013 wurde in 43 % der Tiefenstufen zur Entnahme von Bodenlösung ein abnehmender Trend der Konzentrationen von anorganischem Stickstoff festgestellt, was auf sinkende Einträge von Stickstoff zurückzuführen sein dürfte. Trotz Rückgang der Stickstoffeinträge lag in 27 % der Fälle ein ansteigender Trend vor. Für diese Waldökosysteme ist von einer zunehmenden Stickstoffsättigung auszugehen.

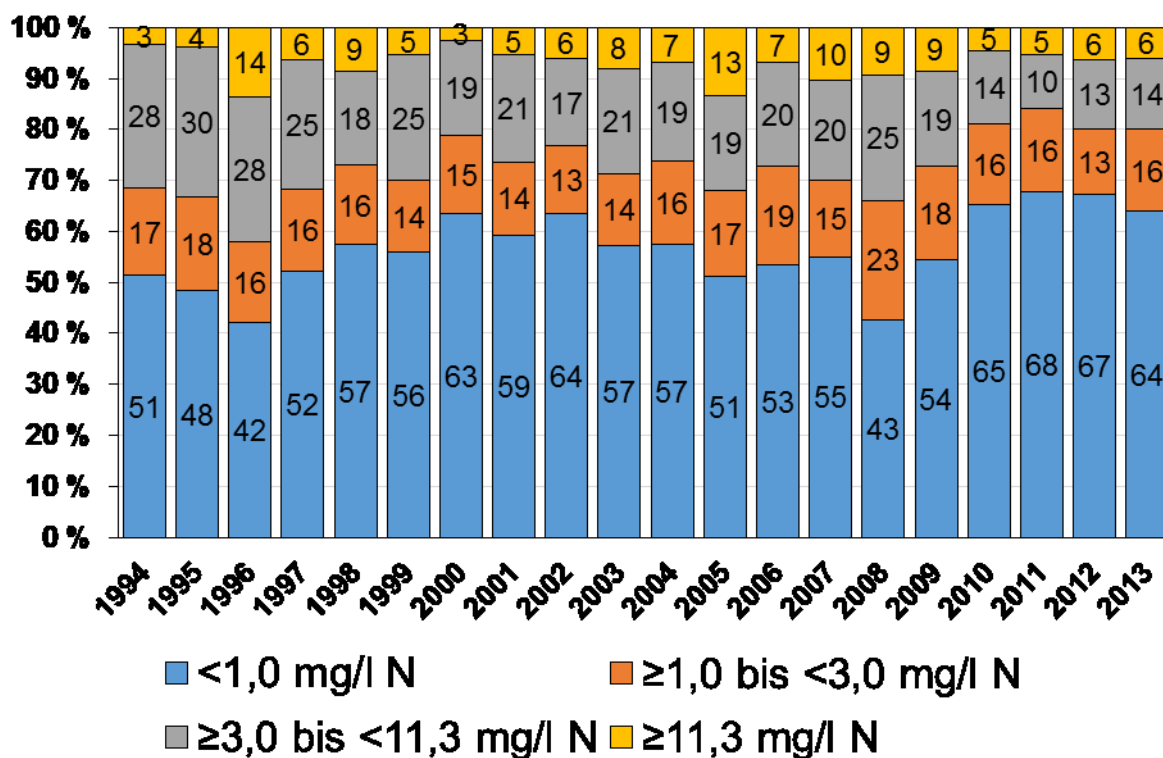


Abb. 4: Relative Häufigkeit der Über- oder Unterschreitung von Grenzwerten der Gehalte von anorganischen Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in der Bodenlösung von Intensiv-Monitoringflächen (verschiedene Tiefenstufen) in Nordwestdeutschland.

5. Kritische Belastungsgrenzen - Critical Loads

Zur Steuerung von Luftreinhaltemaßnahmen wurde das an der Belastbarkeit von Ökosystemen orientierte Konzept der „Kritischen Belastungsgrenzen“ (Critical Loads) entwickelt (Nagel & Gregor 1999). Critical Loads werden rezeptorspezifisch ermittelt und orientieren sich an den empfindlichsten Ökosystemen. Wesentliche Faktoren für die Belastbarkeit von Waldökosystemen durch Säureeinträge sind die durch Mineralverwitterung hervorgerufene Basenfreisetzung, die Aufnahme von Säuren und Basen in die Biomasse sowie die tolerierbare Auswaschung von Säure in angrenzende Ökosysteme (z.B. Grundwasser). Die Belastbarkeit von Wäldern durch eutrophierenden Stickstoff wird wesentlich durch die Aufnahme von Stickstoff in nutzbare

Baumkompartimente und den tolerierbaren Austrag in Form von Nitrat bestimmt. Sowohl in Bezug auf Säureeinträge wie auch auf Einträge Stickstoffs sind Wälder und Gewässer als besonders empfindlich einzustufen.

Für bewaldete Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland wurden standort-spezifische Critical Loads für Säureeinträge zwischen 0,3 und 2,6 kmol/ha/a Säure-äquivalente ermittelt (Becker et al. 2000). Im Mittel der Jahre 2000-2013 lag die Säurebelastung (als potenzielle Netto-Azidität, Gauger et al. 2002) an mehr als der Hälfte der Standorte über den Critical Loads (Abb. 5). An den Standorten mit basen-reichen Ausgangssubstraten bzw. karbonathaltigen Böden werden die Critical Loads durch die aktuellen Säureeinträge nicht überschritten. Es treten Überschreitungen der Critical Loads für Säure von bis zu 1,8 kmolc/ha/a auf. Da die Critical Loads für Gleichgewichtszustände berechnet werden, kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob bei einer Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Säureeinträge kritische Zustände im Ökosystem vorliegen bzw. wann sie eintreten. Umgekehrt ist eine Unterschreitung der Critical Loads nicht unbedingt mit unkritischen Zuständen verbunden. Jedoch kann gefolgert werden, dass auf Standorten mit Critical Load-Überschreitungen in jeden Fall die Säurebelastung soweit gesenkt werden muss, dass die Critical Loads nicht überschritten werden.

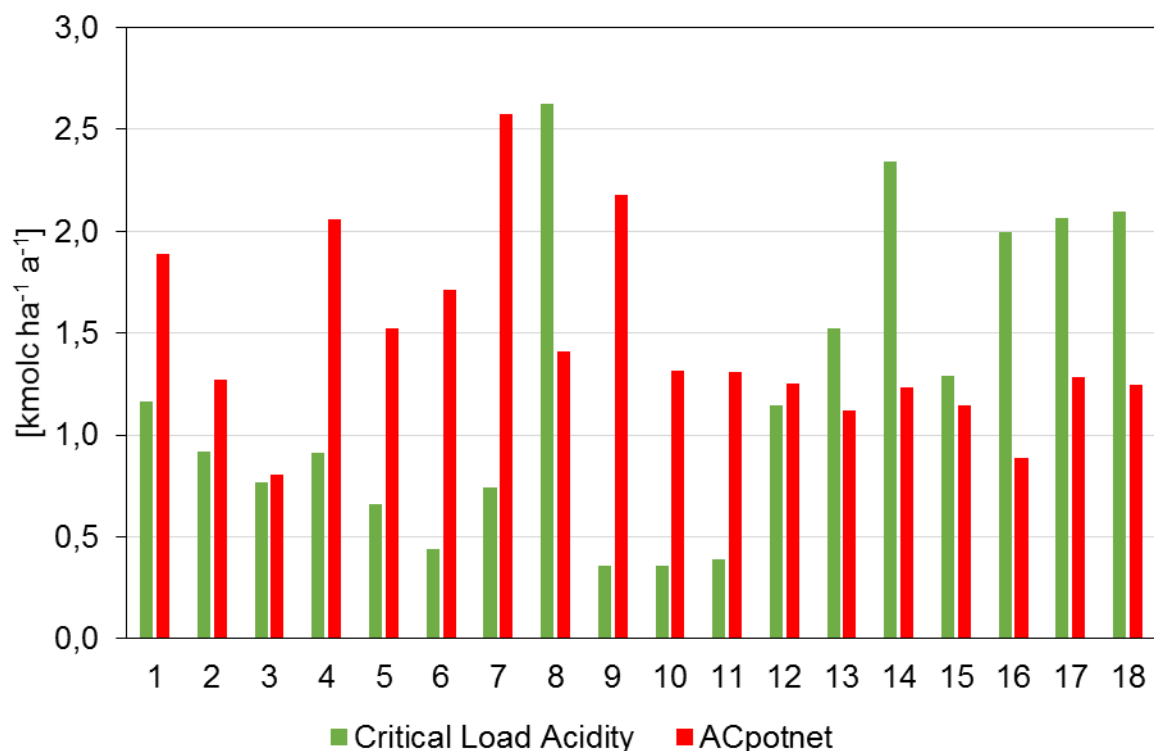


Abb. 5: Critical Loads für Säureeinträge (Quelle: Becker et al. 2000) und Säurebelastung (ACpotnet, n. Gauger et al. 2002, Mittel 2000 – 2013) an Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland

Die kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff liegen an nordwestdeutschen Intensiv-Monitoringflächen zwischen 8 und 22 kg/ha N (Becker et al. 2000). Bei aktuellen Stickstoffeinträgen zwischen 16 und 32 kg/ha/a (Mittel 2000 – 2013) sind damit an der überwiegenden Anzahl der Standorte die Critical Loads für Stickstoff überschritten. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Schätzung der Stickstoff-Gesamtdeposition mittels Kronentraufemessung und Kronenraumbilanzmodell nach Ulrich (1994) die realen Einträge unterschätzen dürfte (Meesenburg et al. 2005). Waldner et al. (2015) fanden auf Level II-Flächen in Mitteleuropa, an denen die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff überschritten waren, signifikant häufiger Stickstoffgehalte in der Bodenlösung oberhalb kritischer Grenzwerte sowie durch Nadel-/Blattgehalte indizierte Nährstoffimbalancen als auf Flächen ohne Critical Load-Überschreitung.

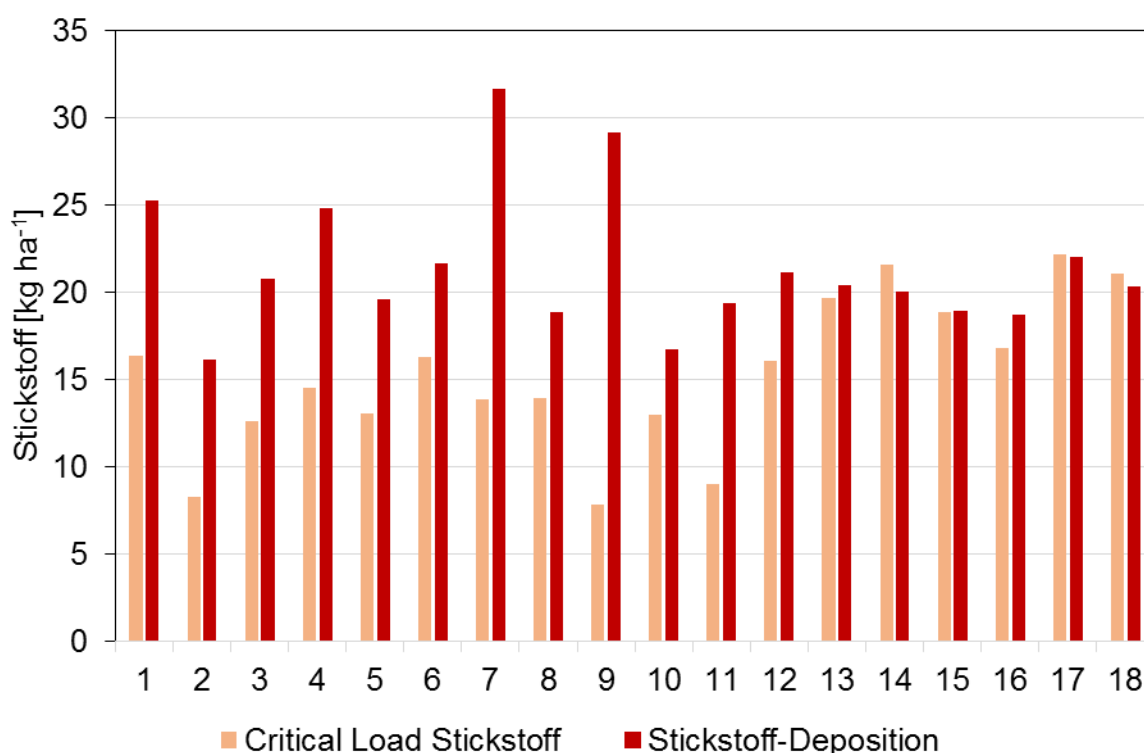


Abb. 6: Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff (Quelle: Becker et al. 2000) und Stickstoffbelastung (Gesamtdeposition, n. Ulrich 1994, Mittel 2000 – 2013) an Intensiv-Monitoringflächen in Nordwestdeutschland

6. Fazit

Durch den luftgetragenen Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen wird der Säure-Base-Status sowie der Stickstoffhaushalt von Waldökosystemen gestört. Weite Bereiche Nordwestdeutschlands sind aufgrund der Ausstattung mit

pufferschwachen Substraten besonders betroffen. Dementsprechend sind kritische Werte von Indikatoren für den Wald- und Bodenzustand auf vielen Standorten Nordwestdeutschlands erreicht. Die betrifft insbesondere das Bc/Al-Verhältnis in der Bodenlösung, für das auf ca. 50 % der Standorte in Nordwestdeutschland von kritischen Zuständen ausgegangen werden muss, aber auch den durch die Stickstoffgehalte in der Bodenlösung angezeigten Stickstoffstatus der Wälder, für den auf ca. einem Drittel der Standorte von Stickstoffsättigung auszugehen ist. Wenn, was häufig der Fall ist, auf diesen Standorten gleichzeitig die Critical Loads für Säureeinträge bzw. für eutrophierenden Stickstoff durch die aktuellen Einträge überschritten sind, ist zwingend eine Reduktion der luftgetragenen Bodenbelastungen notwendig, um unkritische Zustände zu erreichen.

In Bezug auf den Säure-Base-Status der Waldböden zeigen bisherige Erkenntnisse, dass für eine Erholung von sehr langen Zeiträumen auszugehen ist (Ahrends 2012). Zu berücksichtigen ist hierbei auch die Versauerungswirkung durch Biomasseentnahmen im Zuge der Holzernte. Sollten in Zukunft verstärkt basenreiche Biomassekompartimente genutzt werden, würde sich der Basenentzug aus den Waldböden erhöhen und damit die Critical Loads geringer anzusetzen sein. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass auch bei Erreichen der Ziele des Göteborg-Protokolls der CLRTAP in Bezug auf Säureemissionen noch nicht auf allen Standorten die Critical Loads unterschritten werden, insbesondere in den durch intensive Viehhaltung geprägten Gebieten Nordwestdeutschlands (Reis et al. 2012). Eine weitere Reduktion der Emissionen von Säuren und Säurebildnern sollte das vorrangige Ziel von Maßnahmen zur Verminderung von Bodenbelastungen sein. Um jedoch schnellere Effekte zu erzielen, kann der säurebedingte Basenverlust der Böden durch die Einbringung von basischen Materialien (z.B. Kalk, Holzasche) ausgeglichen werden.

Die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sind derzeit auf den meisten Standorten in Nordwestdeutschlands durch die aktuellen Einträge überschritten. Auch bei Erreichen der Emissionsreduktionsziele des Göteborg-Protokolls werden die Critical Loads auf Waldstandorten in weiten Bereichen weiterhin z.T. deutlich überschritten werden (Reis et al. 2012). Eine verstärkte Nutzung von stickstoffreichen Biomassekompartimenten würde dazu beitragen, Stickstoffüberschüsse zu reduzieren. Es sollten jedoch die Wechselwirkungen mit dem Säurehaushalt beachtet werden, da diese Kompartimente gleichzeitig reich an basischen Nährstoffkationen sind. Derzeit scheinen viele Waldböden noch Stickstoff in der organischen Substanz zurückhalten

zu können (Klinck et al. 2012). Daher ist die Bewirtschaftung von Wäldern darauf auszurichten, dass die Humusvorräte nicht abgebaut werden. Vor dem Hintergrund des Risikos einer verstärkten Humusmineralisation aufgrund einer Temperaturerhöhung ist die weitere Entwicklung der Humusvorräte jedoch nur schwer abzuschätzen.

Literatur

- ABER, J.D.; MCDOWELL, W.; NADELHOFFER, K.J.; MAGILL, A.; BERNTSON, G.; KAMAKEA, M.; McNULTY, S.; CURRIE, W.; RUSTAD, L.; FERNANDEZ, I. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *BioScience* 48, 921-934.
- ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems: Hypotheses and implications. *BioScience* 39, 378-386.
- AHREND, B. (2012): Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsintensitäten auf die Basensättigung im Wurzelraum. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) (Hrsg.): SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten am Beispiel der Oker im Nordharz. Beitr. Nordwestdeutsche Forstl. Versuchsanst. 9, 95-114.
- BECKER, R.; BLOCK, J.; SCHIMMING, C.-G.; SPRANGER, T.; WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme: Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.).
- BITTERSOHL, J.; WALTHER, W.; MEESENBURG, H. (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 58, 260-273, doi: 10.5675/HyWa_2014,5_1.
- BMEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (2014): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2014.
http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/WaldJagd/ErgebnisseWaldzustandserhebung2014.pdf?__blob=publicationFile,
Zugriff am 11.10.2015.
- DAVIDSON, E.A.; JANSSENS, I.A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173, doi: 10.1038/nature04514
- DE VRIES, W.; DOBBERTIN, M.H.; SOLBERG, S.; VAN DOBBEN, H.F.; SCHAUB, M. (2014): Impacts of air pollution, ozone exposure and weather condition on forest ecosystem in Europe: an overview. *Plant Soil*. 380, 1-45, DOI 10.1007/s11104-014-2056-2.

- DE VRIES, W.; REINDS, G.J.; GUNDERSEN, P.; STERBA, H. (2006): The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biol.* 12, 1151-1173, doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01151.x.
- DE VRIES, W.; VEL, E.M.; REINDS, G.J.; DEELSTRA, H.; KLAP, J.M.; LEETERS, E.E.J.M.; HENDRIKS, C.M.A.; KERKVOORDEN, M.; LANDMANN, G.; HERKENDELL, J.; HAUSSMANN, T.; ERISMAN, J.W. (2003): Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe: 1. Objectives, set-up and evaluation strategy. *Forest Ecol. Managem.* 174, 77-95.
- EMMETT, B.A. (2007): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems: Some recent findings and their implications for our conceptual framework. *Water Air Soil Pollut: Focus* 7, 99-109.
- GAUGER, T.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G.P.J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J.W.; VERMEULEN, A.T.; NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210. Inst. f. Navigation, Univ. Stuttgart. Teile 1 und 2.
- NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Berlin, Springer, doi: 10.1007/978-3-642-58386-5.
- HENRIKSEN, A. (1980): Acidification of freshwater: A large scale titration. *Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway 1980, SNSF project*, 68-74.
- HÖPER, H.; MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Geoberichte* 23, 254 S.
- ICP FORESTS (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). UNECE, Hamburg, 578 pp.
- LOST, S.; RAUTIO, P.; LINDROOS, A.-J. (2012): Spatio temporal trends in soil solution Bc/Al and N in relation to critical limits in European forest soils. *Water Air Soil Pollut.* 223, 1467-1479, DOI 10.1007/s11270-011-0958-7.
- KLINCK, U.; RADEMACHER, P.; SCHELER, B.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHRENDTS, B.; MEESENBURG, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Höper, H.; Meeseburg, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Geoberichte* 23, 163-174.
- MEESENBURG, H.; EICHHORN, J.; MEIWES, K.J. (2009): Atmospheric deposition and

- canopy interactions. In: R. Brumme; P.K. Khanna (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, Ecol. Studies 208, 265-302, DOI 10.1007/978-3-642-00340-0_15.
- MEESENBURG, H.; KLINCK, U.; DAMMANN, I.; AHREND, B.; SCHELER, B.; FORTMANN, H.; FLECK, S. (2013): Die Intensiv-Waldmonitoringflächen mit Buche und Fichte im Solling. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): *Ergebnisse der Waldökosystemforschung im Solling, Jahrestagung der AFSV vom 11.-14. September 2013 im Solling*, 44-53, http://www.afsv.de/download/literatur/AFSV_2013_Solling.pdf.
- MEESENBURG, H.; MOHR, K.; DÄMMGEN, U.; SCHAAF, S.; MEIWES, K.J.; HORVÁTH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und –Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. Dämmgen, U. (Hrsg.): *Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt)*, Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, 95-108.
- MOHR, K.; SCHAAF, S.; HORVÁTH, B.; MEESENBURG, H.; DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. Dämmgen, U. (Hrsg.): *Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt)*, Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, 69-94.
- REIS, S.; GRENNFELT, P.; KLIMONT, Z.; AMANN, M.; APSIMON, H.; HETTELINGH, J.-P.; HOLLAND, M.; LEGALL, A.-C.; MAAS, R.; POSCH, M.; SPRANGER, T.; SUTTON, M.A.; WILLIAMS, M. (2012): From acid rain to climate change. *Science* 338, 1153-1154, doi: 10.1126/science.1226514.
- REUSS, J.O.; JOHNSON, D.W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. *J. Environ. Qual.* 14, 26-31.
- ROTHE, A.; HUBER, C.; KREUTZER, K.; WEIS, W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant Soil* 240, 1-14.
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Rep. ecol. and environ. engineering* 2:1993.
- ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. *Ecological Studies* 61, 11-49.
- ULRICH, B. (1990): An ecosystem approach to soil acidification, in: Ulrich, B., Sumner, M.E. (Hrsg.): *Soil Acidity*. Berlin, Springer, 28-79.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann A, Godbold DL (Hrsg.) *Effects of acid rain on forest processes*. New York, Wiley, 1-50.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen

und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr Forstl Fak Univ Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt 58, 1-291.

UNECE (1979): Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Geneva, 13.11.1979.

WALDNER, P.; MARCHETTO, A.; THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; ROGORA, M.; GRANKE, O.; MUES, V.; HANSEN, K.; PIHL KARLSSON, G.; ZLINDRA, D.; CLARKE, N.; VERSTRAETEN, A.; LAZDINS, A.; SCHIMMING, C.; IACOBAN, C.; LINDROOS, A.-J.; VANGUELOVA, E.; BENHAM, S.; MEESENBURG, H.; NICOLAS, M.; KOWALSKA, A.; APUHTIN, V.; NAPPA, U.; LACHMANOVA, Z.; KRISTOEFEL, F.; BLEEKER, A.; INGERSLEV, M.; VESTERDAL, L.; MOLINA, J.; FISCHER, U.; SEIDLING, W.; JONARD, M.; O'DEA, P.; JOHNSON, J.; FISCHER, R.; LORENZ, M. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95, 363-374. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.06.054

WALDNER, P.; THIMONIER, A.; GRAF PANNATIER, E.; ETZOLD, S.; SCHMITT, M.; MARCHETTO, A.; RAUTIO, P.; DEROME, K.; NIEMINEN, T.M.; NEVALAINEN, S.; LINDROOS, A.-J.; MERILÄ, P.; KINDERMANN, G.; NEUMANN, M.; COOLS, N.; DE VOS, B.; ROSKAMS, P.; VERSTRAETEN, A.; HANSEN, K.; PIHL KARLSSON, G.; DIETRICH, H.P.; RASPE, S.; GRANKE, O.; FISCHER, R.; IOST, S.; LORENZ, M.; SANDERS, T.G.M.; MICHEL, A.; NAGEL, H.-D.; SCHEUSCHNER, T.; SIMONČIČ, P.; VON WILPERT, K.; MEESENBURG, H.; FLECK, S.; INGERSLEV, M.; GUNDERSEN, P.; STUPAK, I.; VESTERDAL, L.; JONARD, M.; NICHOLAS, M.; CLARKE, N.; BENHAM, S.; VANGUELOVA, E.; POTOČIČ, N.; MINAYA, M. (2015): Exceedance of critical loads and of critical limits impacts tree nutrition across Europe. *Annals of Forest Science*, DOI 10.1007/s13595-015-0489-2.

Zur Person:

Dr. Henning Meeseburg

Henning Meeseburg ist Leiter des Sachgebietes "Intensives Umweltmonitoring" an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA)

Nähere Informationen zu den Arbeitsschwerpunkten unter:

<http://www.nw-fva.de/index.php?id=511>

Dr. Uwe Klinck ist Mitarbeiter im Sachgebiet „Wald- und Bodenzustand“ in der NW-FVA

Birte Scheler ist Mitarbeiterin im Sachgebiet "Intensives Umweltmonitoring" der NW-FVA im Themenbereich Stoffhaushalt und Forsthydrologische Forschungsgebiete

Dr. Bernd Ahrens ist Mitarbeiter im Sachgebiet "Intensives Umweltmonitoring" der NW-FVA im Themenbereich Stoffhaushaltsmodellierung

Restriktionen zum Einbringen von Materialien in Waldböden

Klaus von Wilpert

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

1. Einleitung

Wälder sind naturnahe Ökosysteme und sollen durch die Waldbewirtschaftung in ihrer natürlichen Ausstattung grundsätzlich nicht so verändert werden, dass Prozesse wie Versauerung oder Eutrophierung, die in begrenztem raum-/zeitlichen Ausmaß zur natürlichen Reaktionsnorm dieser Systeme gehören, extrem beschleunigt werden und damit die natürlichen Ökosystemleistungen wie die Filter- und Pufferfunktion für Wasser, die Ernährungsfunktion für Waldbäume und die Habitatfunktion für seltenen naturnahe Lebensgemeinschaften über ihren natürlichen Attraktorbereich hinaus ausgelenkt und langfristig geschädigt werden.

Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte und der Industrialisierung in Mitteleuropa haben sich jedoch in den vergangenen Jahrzehnten die Umweltbedingungen für Wälder dahingehend verändert, dass Waldböden, überwiegend durch Säureeinträge aus der Luft, großflächig um 1-2 pH-Stufen versauert, und durch Stickstoffeinträge eutrophiert sind. Dadurch sind sowohl die Filter- und Pufferfunktion der Böden als auch die Ernährung der Waldbäume so stark beeinträchtigt, dass technische Gegenmaßnahmen notwendig werden, um die Waldökosysteme in ihrem natürlichen Reaktionsbereich zu halten oder genauer, diese in einen naturnahen Zustand zurückzuführen.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus der Tatsache, dass durch Mangel an Arbeitskräften im Wald und vor allem durch die körperliche Schwere der Waldarbeit mehr oder weniger vollmechanisierte Holzernte die einzige realistische Option ist, den regenerativen Rohstoff Holz zu ernten. Mechanisierte Holzernte ist jedoch mit Bodenschäden verbunden. Um diese räumlich soweit wie möglich zu minimieren werden in allen Bundesländern die Fahrbewegungen von Ernte- und Rückemaschinen auf vorfestgelegte Rückegassen beschränkt und Bodenschäden durch Verdichtung so auf 10-20% der Bestandesfläche reduziert. Durch die Konzentration sind jedoch im Bereich von Nassgallen Fahrspureintiefungen und damit eine Beeinträchtigung der weiteren technischen Befahrbarkeit der betroffenen Rückegassen nicht sicher zu vermeiden.

In beiden dargestellten Problembereichen – der Verschlechterung des bodenchemischen Milieus durch Versauerung und Stickstoffeutrophierung und der Entstehung von Fahrgleisen bei der mechanisierten Holzernte – ist ein aktives Eingreifen und Steuerung dieser ökosystemaren Fehlentwicklung notwendig um eine grundsätzliche und ggf. irreversible Schädigung essentieller Ökosystemfunktionen zu vermeiden und/oder bereits entstandene Schäden zu beseitigen.

In beiden Fällen kann die Problematik durch die Einbringung von Fremdstoffen gemildert werden oder entstandene Schäden können auf diesem Weg regeneriert werden. Bodenversauerung lässt sich durch Einbringung von Puffersubstanzen in karbonatischer Bindung mildern und regenerieren und wenn durch versauerungsbedingte Nährelementverarmung und/oder durch Stickstoffüberschuss ausgelöste Nährelementungleichgewichte Ernährungsstörungen bestehen, kann durch Beimischung von Holzasche bei der Bodenschutzkalkung die Ernährung mit den Spurenelementen Kalium und Phosphor stabilisiert werden. Dabei gilt, dass die verwendeten Materialien aufgrund ihrer im Vergleich zu Neutralsalzdüngern sehr viel niedrigeren Löslichkeit, dem Fehlen von Mobilien Anionen wie Sulfat und einer niedrigen Dosierung ökosystemkonform sind und nicht zur Steigerung der Produktivität der Wälder führen. Auch bei der Plombierung von Fahrspuren um die technische Befahrbarkeit zu erhalten und die irreguläre „Umfahrung“ solcher Schwachstellen zu vermeiden, wird das gleiche Prinzip der Einbringung ökosystemkonform wirkender Materialien befolgt. Es wird in solchen Fällen in den Befahrungsrichtlinien der Länder die Einbringung groben Schotters vorgeschlagen, der dem standortstypischen Ausgangsgestein der Bodenbildung entspricht. Der grobkörnige Schotter erhöht wirksam die Tragfähigkeit im Bereich der Nassgallen und behindert die Versickerung von Wasser nicht. Das Plombieren von Schwachstellen ist punktuell auf die Nassgallen und damit auf einen untergeordneten Anteil der Trassenlänge (z.B. 10% der Trassenlänge, ForstBW, 2012) zu beschränken.

Im Folgenden werden für die Problematik der Bodenschutzkalkung gegen Versauerung, der zusätzlichen Stabilisierung der Waldernährung durch Beimischung von Holzasche und für die Plombierung von Schwachstellen durch Schottereinbau jeweils eine kurze inhaltliche Begründung, Zielsetzung, technische Rahmenbedingungen und Qualitätsanforderungen an die jeweiligen Materialien, sowie Reglementierungen in Gesetzen, Verordnungen und technischen Handreichungen skizziert.

2. Bodenschutzkalkung

2.1 Ziel und Begründung der Bodenschutzkalkung

Hauptursache für die Schädigung von Wäldern und ihrer Funktionen waren und sind Einträge von Säuren und Stickstoff mit dem Regen. Diese sind die Ursache einer Bodenversauerung, die in den vergangenen Jahrzehnten zu einer Erhöhung der Säurestärke in nicht kalkhaltigen Böden um durchschnittlich den Faktor 100 bis 250 geführt hat (Abbildung 1). Die Abbildung zeigt, dass die pH-Werte, unabhängig vom geologischen Untergrund und den daraus entstandenen Böden, in der für Bodenbildung extrem kurzen Zeit von 65 Jahren in dem engen pH-Bereich zwischen 3 und 4 weit unterhalb der pH-Grenze der für Bodenstruktur und Bodenbelüftung so wichtigen tiefgrabenden Regenwurmart nivelliert wurden. Die pH-Absenkung betrug auf Buntsandstein, Gneis und Moränenlehm durchschnittlich 1 - 2,5 pH-Stufen. Lediglich die podsoliierten, natürlich sauren Oberböden auf Granit sind weniger versauert. Das bedeutet, dass die chemische Diversität der Habitate für Flora und Fauna in den Wäldern Baden-Württembergs innerhalb von 65 Jahren

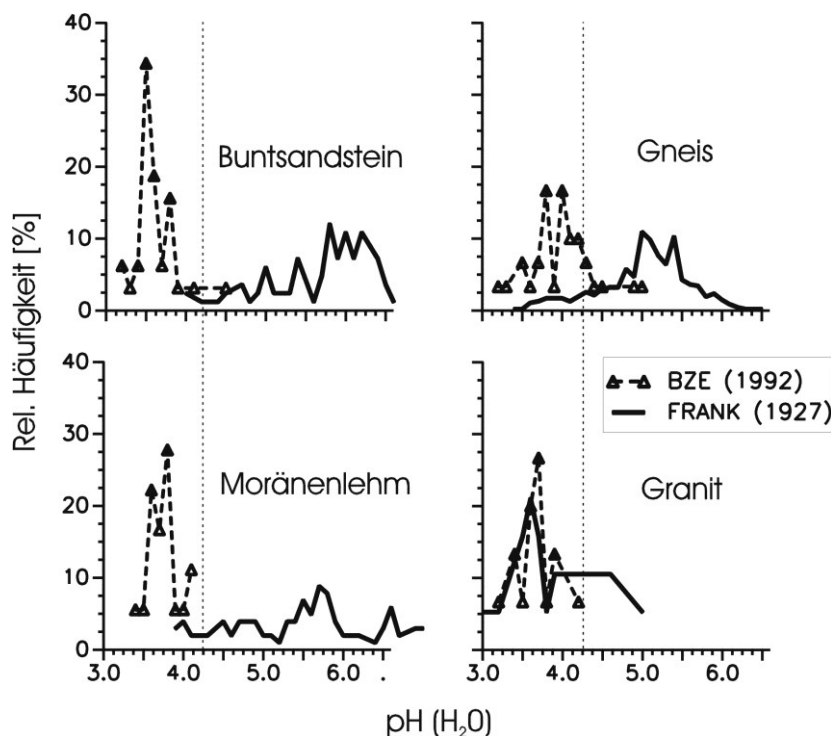


Abb. 1: Verschiebung der Häufigkeitsverteilungen der pH (H₂O)-Werte im obersten Mineralboden (0-5cm) auf Buntsandstein (links oben), Gneis (rechts oben), Moränenlehm (links unten) und Granit (rechts unten) zwischen den Jahren 1927 und 1992 (FRANK, 1927, BUBERL et al., 1994). Gestrichelte Referenzlinie = untere pH-Grenze des Vorkommens endogäischer Regenwurmart.

durch „Sauren Regen“ in allen nicht kalkhaltigen Böden massiv abgenommen hat. Der Versauerungszustand all dieser Flächen entspricht heute großflächig demjenigen der natürlich nur kleinflächig verbreiteten, stark sauren Böden. Dadurch werden grundsätzliche Bodenfunktionen erheblich beeinträchtigt und teilweise gänzlich zerstört.

Zum Schutz der Bodenqualität wurden deshalb in zahlreichen Bundesländern seit 1983 Bodenschutzkalkungen mit dem Ziel durchgeführt, die aktuellen Säureeinträge zu neutralisieren und so einer weiteren Bodenversauerung und dem irreversiblen Verlust von Bodenqualität entgegen zu wirken. So konnte der Bodenzustand seit 1983 nicht verbessert, sondern lediglich die Böden durch die Kalkung vor einem Fortschreiten der Bodenversauerung geschützt werden.

Als Erfolg einer konsequenten Luftreinhaltepolitik konnten in den vergangenen Jahren die Säureeinträge auf einem Großteil der Landesfläche soweit zurückgeführt werden, dass eine weitere Bodenversauerung nur noch sehr langsam verläuft oder sogar ganz gestoppt wurde. Tatsächlich verbleibt jedoch durch die Bodenversauerung eine depositionsbedingte Altlast, die Waldökosysteme und ihre Funktionen nach wie vor belastet. Es besteht also trotz der Reduktion von Säuredepositionen ein Sanierungsbedarf, um die natürlichen Funktionen der Waldböden wiederherzustellen.

Zur effizienten und dauerhaften Regeneration essenzieller Bodenfunktionen bedarf es daher eines zeitlich befristeten Kalkungskonzeptes, das nicht nur die aktuellen Säureeinträge neutralisiert, sondern auch die im Boden gespeicherten und schädlichen Säuremengen abbaut.

Es besteht hiermit die Möglichkeit und Chance, durch ein standortsdifferenziertes und kleinflächig geplantes Kalkungsprogramm die natürlichen Bodenqualitäten und Bodenfunktionen langfristig wiederherzustellen.

2.2 Qualitätsanforderungen an die bei der Bodenschutzkalkung verwendeten Materialien

Um nicht nur die Pufferkapazität der Böden durch Ausbringung von karbonatischem Kalk zu erhöhen, sondern gleichzeitig die Ernährungssituation mit dem im Boden außerordentlich mobilen und dadurch auswaschungsgefährdeten Nährelement Magnesium zu stabilisieren, werden magnesiumreiche Dolomite verwendet. Deren geringe Löslichkeit verdeutlicht, dass deren Ausbringung mit geringem ökologischem

Risiko verbunden ist. Dolomite bieten den Vorteil eines Naturproduktes, das in weitgehend unveränderter Form und kostengünstig eingesetzt werden kann. Die Arbeit von Hildebrand und Schack-Kirchner (1990) zeigte, dass die Löslichkeit der aufgrund ihrer Kristallstruktur außerordentlich schwerlöslichen Dolomite durch feines Aufmahlen so gesteigert werden kann, dass ein hinreichender Tiefentransport der applizierten Basizität erreicht wird. Gegenüber der Korngröße von Grobsand ($<2 \geq 0,63\text{mm}$) ist im Laborversuch die Lösungsrate bei einer Primärkorngröße $<0,063\text{mm}$ um den Faktor 4 erhöht. Aus diesem Grund wurde in Baden-Württemberg eine hinreichende Mahlfineinheit als ein Qualitätskriterium der in der Bodenschutzkalkung verwendeten Dolomite vorgeschrieben. In anderen Bundesländern wurde im Gegensatz dazu ein höherer Grobanteils gewünscht um eine „Depotwirkung“ der Kalkung zu erreichen. Dies hat jedoch den Nachteil, dass die Kalkungswirkung sehr lange auf die Humusaufgabe beschränkt bleibt und nur sehr langsam in den Mineralboden vordringt. Alle übrigen, im Folgenden gelisteten chemischen Qualitätskriterien werden in der aktuell gültigen Düngemittelverordnung (DüMV 2013) definiert und sind zwischen den Bundesländern weitgehend vergleichbar:

Für dolomitische Kalke werden in Baden-Württemberg über die DüMV hinaus folgende Mindestgehalte für Magnesium in Oxidäquivalenten und den Gesamtkarbonatanteil empfohlen:

- Magnesiumoxidanteil (MgO) $> 12 \%$ (Toleranz 1%)
- Gesamtkarbonatanteil $> 90 \%$ (Toleranz 3%)

Durch diese Anforderung wird sowohl eine Verbesserung der Magnesiumversorgung als auch eine hohe Säurepufferung gewährleistet.

Im Regelfall beträgt die Dosierung von kohlensauen Kalken 3 t/ha trockener dolomitischer Kalkstaub. Bei angefeuchteten Stäuben erhöht sich die Dosierung entsprechend dem Wassergehalt.

Da im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung eine Einarbeitung des Kalkes in den Mineralboden im Wald nicht möglich ist bzw. aus Gründen der Risikominimierung ausgeschlossen werden muss, ist ein Tiefentransport von Basizität in den Mineralboden nur durch hinreichend hohe Lösungsraten sicherzustellen. Diese wird in erster Linie durch die Korngröße bestimmt. Ein Anteil der

- Feinfraktion (Korndurchmesser $< 0,1 \text{ mm}$) von über 90 % (Toleranz 2%)

gewährleistet hohe Lösungsraten und damit eine in den Mineralboden reichende Tiefenwirkung von Kalkungsmaßnahmen.

Derzeit wird sowohl mit dem Helikopter als auch durch Verblasen überwiegend erdfeuchtes Material ausgebracht, welche den Vorteil einer geringeren Staubeentwicklung gegenüber trockener Ware hat und durch den Wegfall des Trocknungsvorgangs kostengünstiger ist. Erdfeuchte Kalke weisen im Gegensatz zu den Stäuben höhere Anteile der Grobfraction (Korndurchmesser > 0,1 mm) und höhere Wassergehalte auf. Soll eine der fein aufgemahlenen, trockenen Ware vergleichbare Meliorationswirkung erreicht werden, muss die Dosierung erdfeuchter Kalke erhöht werden. In Abbildung 2 wird am Beispiel der im Jahr 2014 in der Bodenschutzkalkung eingesetzten Dolomite eine Übersicht über die absolut sichere Einhaltung der in Baden-Württemberg gültigen Qualitätsnormen gegeben.

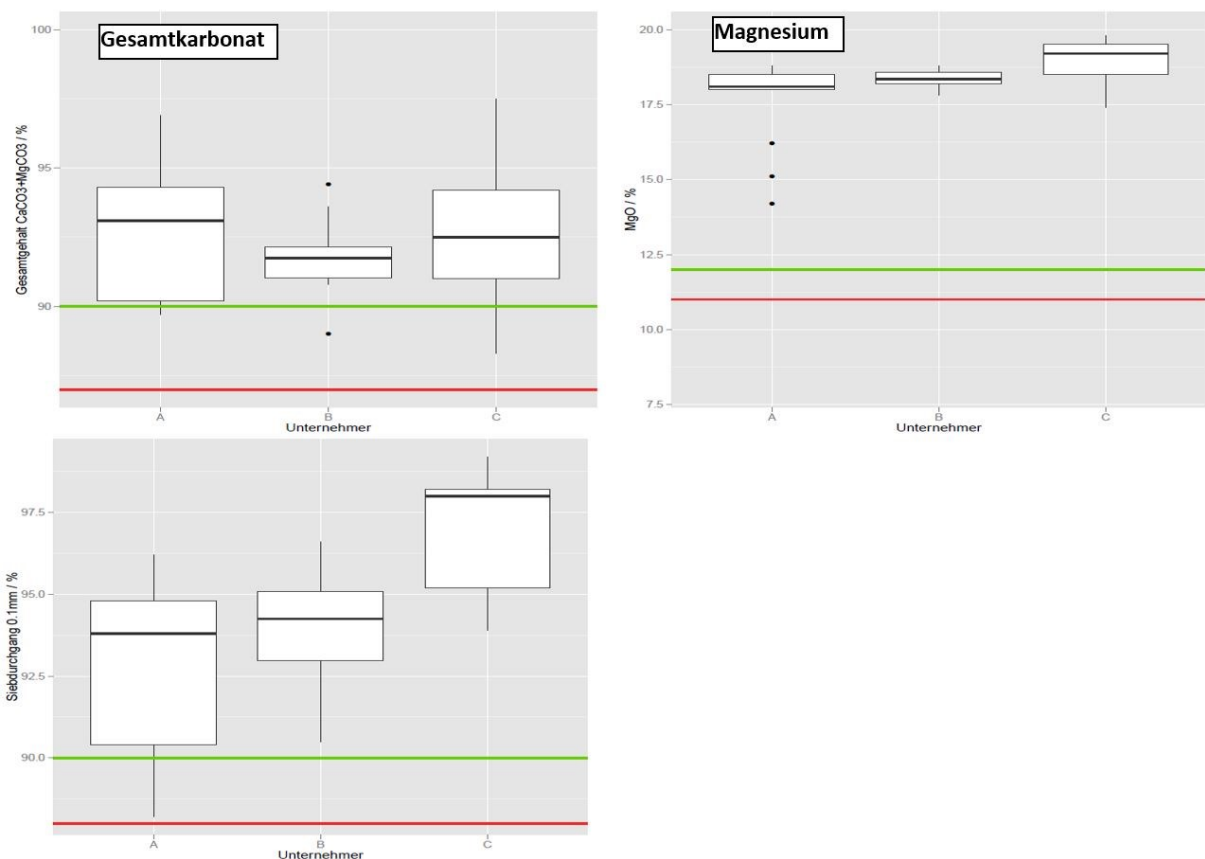


Abb. 2: Einhaltung der baden-württembergischen Qualitätsnormen für erdfeuchten Dolomitkalk im Jahr 2014 (Grüne Linie=Grenzwert, rote Linie=Grenzwert + Toleranz) Gesamtcarbonatgehalt (oben links), Magnesiumgehalt (oben rechts) und Feinkornanteil <0,1mm (unten links).

In den zurückliegenden Jahren hat sich in Baden-Württemberg zusätzlich die Beimischung von Holzaschen als Ersatz für teure Rohphosphate und die aufgrund ihrer hohen Löslichkeit problematische Beimischung von Kaliumsulfat bei der

Bodenschutzkalkung etabliert. Durch diese werden im Zuge der Versauerungsgeschichte verloren gegangene bzw. in ihrer Verfügbarkeit eingeschränkte Nährstoffe wie Kalium und Phosphor zurückgeführt. Die Beimischungen werden nur dort eingesetzt wo in akuter oder latenter Form P- oder K-Mangel indiziert ist (v.Wilpert et al., 2011).

Reine Waldholzaschen weisen spezifische Meliorations- und Düngeeigenschaften auf, die deren Verwendung bei der Bodenschutzkalkung im Wald nahelegen. Demgegenüber ist die Schadstoffbelastung mit Schwermetallen vergleichsweise niedrig und wird in Waldböden wie z.B. bei Chrom vergleichsweise stabil gebunden. Eine Beteiligung von Holzasche im Rahmen der Bodenschutzkalkung im Wald ist aus den oben dargestellten Gründen wünschenswert (v.Wilpert et al., 2012). Voraussetzung für die politische Akzeptanz und die verantwortliche Gestaltung eines solchen Kreislaufkonzeptes ist jedoch, dass die zur Ausbringung geeignete Holzasche einer harten Qualitätsnorm unterworfen wird und deren Einhaltung durch Analysen periodisch belegt wird. Für eine Normung der Holzasche und deren Qualifizierung als Sekundärrohstoffdünger werden folgende Rahmenwerte und Festlegungen vorgeschlagen:

- Es dürfen nur Holzaschen aus reinem Waldholz ausgebracht werden.
- Hackgut aus Straßenbegleitpflanzungen von stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen (BAB's und stark befahrene Bundesstraßen) ist auszuschließen.
- Die Ausbringung von Holzaschen ist ausschließlich auf reine Brennraumaschen zu beschränken.

Dadurch wird insbesondere bei den flüchtigen Schwermetallen eine Reduktion der Schwermetallgehalte gegenüber den in der Biomasse ursprünglich enthaltenen Schwermetallmengen erreicht. Die volumenmäßig untergeordneten aber hochbelasteten Zyklonen- und Filterstäube müssen als Sondermüll entsorgt werden. Als Schwermetall-Grenzwerte werden Grenzwerte vorgeschlagen, die einerseits von einem hinreichend hohen Anteil der Rostaschen aus reinem Waldholz unterschritten werden und andererseits sich im Rahmen einschlägiger Verordnungen der Umweltgesetzgebung liegen.

Für die Verwendung von Dolomit-Holzasche-Gemischen im Rahmen der Bodenschutzkalkung gelten die in der DüMV v. 2012 genannten Spezifikationen.

Kohlensauren Kalken können auf dieser Grundlage Brennraumaschen aus unbehandelten Pflanzenteilen bis zu einem Anteil von 30% zugegeben werden.

In Baden-Württemberg werden die bei der Bodenschutzkalkung verwendeten Holzaschen zweifach einer intensiven Qualitätskontrolle unterzogen: Im Kalkwerk überprüfen die Kalkwerke in Zusammenarbeit mit den Aschelieferanten die Zusammensetzung der Holzaschen und im Wald wird die fertige Dolomit / Holzaschemischung nochmals beprobt und im Labor der FVA analysiert. Dabei werden sowohl Schadstoffgehalte als auch ernährungswirksame Komponenten entsprechend dem im Folgenden dargestellten Anforderungsprofil einschließlich der angegebenen Toleranzen untersucht:

Anforderungen an Holzaschen

Bezüglich der Schwermetallgehalte gelten für Dolomite die in der aktuellen Düngemittel-VO (DüMV, 2012) in Tabelle 1.4 der Anlage 1 genannten Grenzwerte (siehe Tabelle 1). Die genannten Grenzwerte werden im Zuge der regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung in Baden-Württemberg auch auf die eingesetzten Brennraumaschen angewandt. Die 50%-ige Überschreitungsregelung gem. (§4, Ziffer(2), 2a), für Brennraumaschen aus ausschließlicher Verbrennung von unbehandeltem Holz, die für Düngemittel gilt, die im Rahmen der sachgerechten Anwendung ausschließlich auf forstlichen Standorten zum Einsatz kommen, wird lediglich für die Elemente Cr(VI) und TI in Anspruch genommen:

Tab.1: Schwermetallgehalte (mg/kg TM) für Düngemittel nach Düngemittel-VO (Stand: 05.12.2012)

As	Pb	Cd	Cr(VI)	Ni	Hg	TI	PFT	DTE, Dioxine dIPCB
40	150	1.5	2.0	80	1.0	1.0	0.1	30 ng
Grenzwerte für Brennraumaschen mit Sonderregelung für Cr(VI) und TI.								
			Kein Grenzwert			1.5		

Nur Holzaschen, die den oben genannten Kriterien entsprechen, dürfen als Produktbestandteil zur Herstellung von Dolomit–Holzasche-Gemischen verwendet und in Ausschreibungen angeboten werden. Der in der DüMV 2012 genannte Grenzwert für Cr VI wurde ausgesetzt, da in Laborversuchen nachgewiesen werden konnte, dass im Kontakt zu den versauerten Humusaufgaben der Waldböden das noch vorhandene Cr VI vollständig zu dem ungefährlichen Cr III reduziert wird.

Außerdem wurde in Praxisversuchen gezeigt, dass bei Lagerung der Aschen im angefeuchteten Zustand diese Reduktionsreaktion ebenfalls abläuft, so dass in der im Wald angelieferten Dolomit / Holzaschemischung kein Cr VI mehr nachgewiesen werden kann. Ebenso werden die Grenzwerte für polyfluorierte Tenside (PFT) ausgesetzt, da diese Verbindungen in keiner der von uns untersuchten Proben jemals nachweisbar waren. Da die Analytik für Dioxine außerordentlich aufwendig und auch unsicher ist, wird als Indikatorgröße der Restkohlenstoffgehalt der Aschen verwendet. Der Grenzwert für den Restkohlenstoffgehalt wurde bei 5% festgelegt und nur Aschen zugelassen, die < 5% Kohlenstoffgehalt aufweisen. In Testanalysen konnte gezeigt werden, dass bei so niedrigem Kohlenstoffgehalt keine Dioxine nachweisbar waren.

Werden bei Ausbringung von Dolomit-Holzaschemischungen in einer oder mehreren Probeneinheit(en), 1.000 to bei Dolomit und 500 to bei Dolomit-Holzaschemischung, Überschreitungen der Schwermetallgrenzwerte festgestellt, so wird die betreffende Kalkungsmaßnahme sofort eingestellt, der Anbieter von weiteren Ausschreibungen ausgeschlossen und Rückforderungen aktiviert.

Anforderungen an die Dolomit-Holzasche-Mischung

In der Mischung darf der Anteil an Brennraumasche aus unbehandelten Pflanzenteilen (Holzbiomasse) **maximal 30%** betragen, d.h. das Mischungsverhältnis bei einer Solldosierung von 4 to Ausbringungsmenge je ha Gesamtmischung beträgt:

- **2,8 to kohlsaurer Magnesiumkalk**
- **1,2 to Rost (Brennraum-)asche**

Die Gewichtsangaben beziehen sich jeweils auf das **Trockengewicht** der beiden Mischungsbestandteile.

Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung werden folgende Mindestanteile für die Korngrößenfraktionen <0,1 mm und <2mm für die Holzasche-Dolomit-Mischung in erdfeuchter Formulierung definiert:

50 Gew.%	Anteil Körngröße <0,1mm (Toleranz: 2% Punkte)
97 Gew.%	Anteil Körngröße <2mm (Toleranz: 2% Punkte)

Als Sollwert für den Wassergehalt wird bei erdfeuchtem Material 10 Gew.% definiert. Bei einer Ausbringungsmenge von 4 to/ha trockener Holzasche-Dolomit-Mischung entspricht damit die auszubringende Frischmasse bei diesem Wassergehalt 4.4 to/ha.

10 Gew.% Wassergehalt (±3% Punkte)

Wenn ein Feuchtegehalt von 13 Gew.% überschritten wird, wird ein Dosierungsaufschlag entsprechend der den Sollwert überschreitenden Wassermenge verlangt.

Um die ernährungskundlich erforderliche Wirkung der Bodenschutzkalkung mit Dolomit-Holzasche-Gemischen auf den Waldboden zu erzielen, müssen die Nährelementgehalte, insbesondere von Kalium und Phosphat, garantiert werden. Für Dolomit-Holzasche-Gemische, die im Wald zum Einsatz kommen, werden ergänzend zur DüMV folgende Mindestgehalte gefordert (Prozentangaben bezogen auf Trockensubstanz):

75	Gew.%	Gesamtkarbonatgehalt (überwiegend CaCO_3, Ca- und Mg-Anteile berechnet als Karbonatanteile, Toleranz: 3 % Punkte)
12	Gew.%	MgO-Gehalt (Toleranz: 1 % Punkt)
1	Gew.%	K_2O-Gehalt (Toleranz: 0,2 % Punkte)
0,3	Gew.%	P_2O_5-Gehalt (Toleranz: 0,1 % Punkte)

Wie oben bei der Bewertung der Einhaltung der Qualitätsnormen des im Wald ausgebrachten Dolomit-Gesteinsmehls wird in den folgenden Abbildungen 3 und 4 die Einhaltung der Qualitätsmerkmale für die Dolomit / Holzaschemischung bei den im Jahr 2014 durchgeführten Qualitätssicherungsanalysen gezeigt. Auch hier kann man sagen, dass alle geforderten Qualitätsmerkmale bei allen auf ca. 7.000 ha im Jahr 2014 ausgebrachten Mischungen vollständig eingehalten wurden (auch bei den nicht dargestellten Merkmalen).

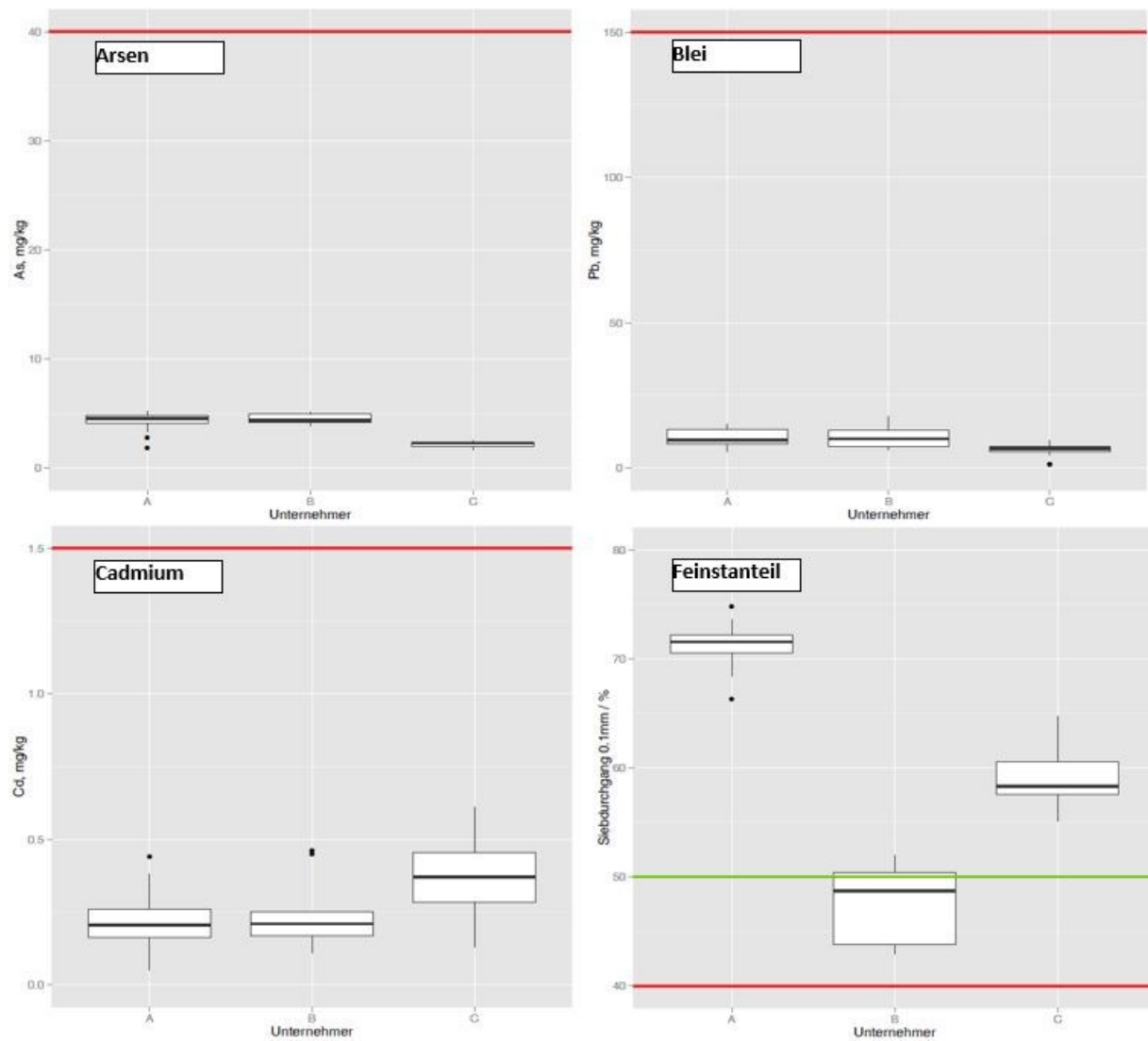


Abb. 3: Einhaltung der baden-württembergischen Schwermetallgrenzwerte(nach DümV, 2013) und des Feinstanteils für erdfeuchte Dolomit / Holzaschemischungen im Jahr 2014 (Grüne Linie=Grenzwert, rote Linie=Grenzwert + Toleranz) Arsen (oben links), Blei (oben rechts), Cadmium (unten links) und Feinstkornanteil <0,1mm (unten rechts).

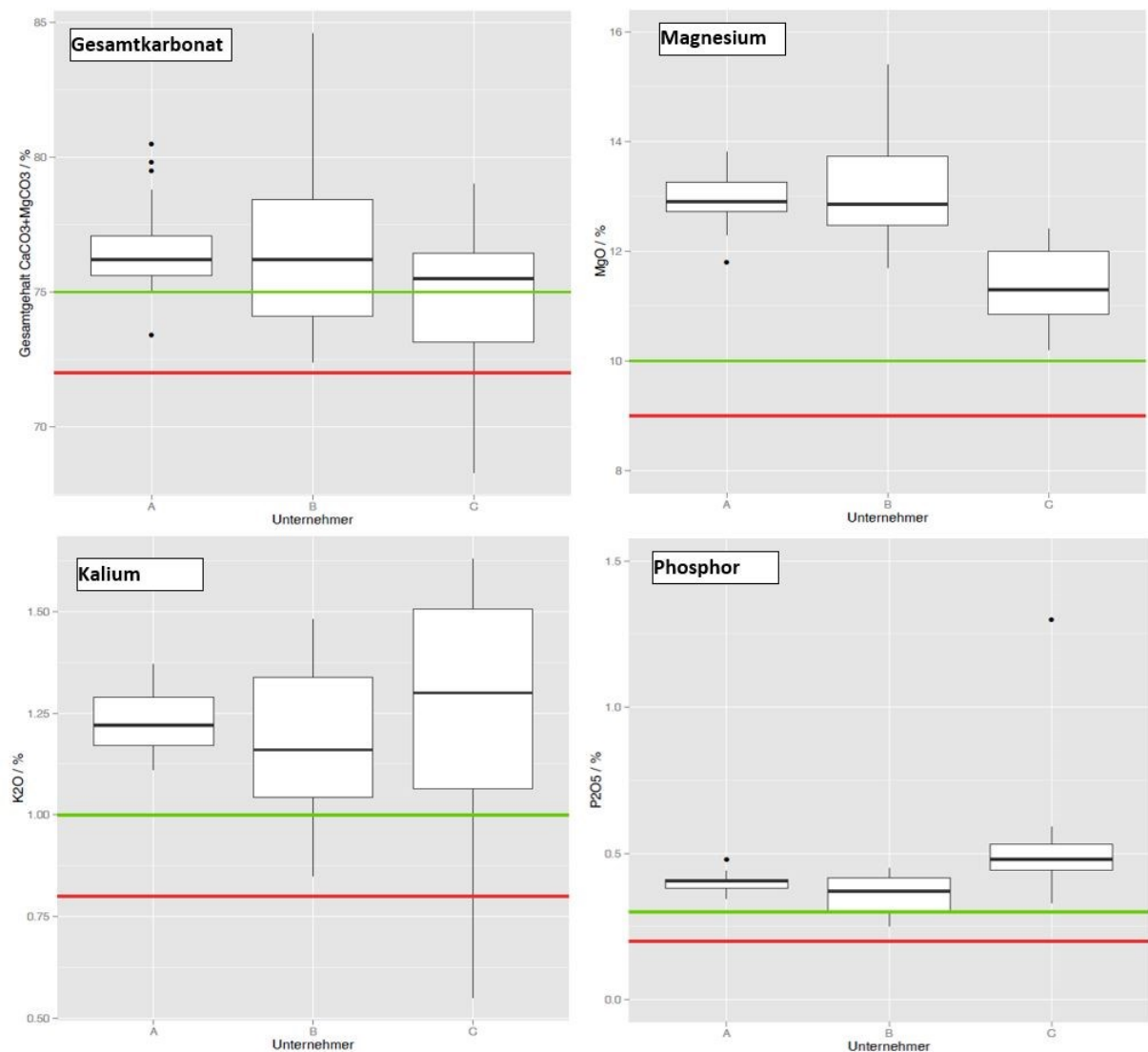


Abb. 4: Einhaltung der baden-württembergischen Orientierungswerte für ernährungswirksame Elemente für erdfeuchte Dolomit / Holzaschemischungen im Jahr 2014 (Grüne Linie=Grenzwert, rote Linie=Grenzwert + Toleranz) Gesamtkarbonat (oben links), Magnesium (oben rechts), Kalium (unten links) und Phosphor (unten rechts).

Nur bei Gesamtkarbonat und beim Feinstanteil musste jeweils bei einem Lieferanten die Toleranzen in Anspruch genommen werden. Insbesondere bei den Schwermetallgehalten lagen die gemessenen Gehalte weit unter den Grenzwerten. Neben der von der Forstverwaltung in Zusammenarbeit mit den Kalkwerken durchgeführten doppelten Qualitätssicherung hat sich in den vergangenen 7 Jahren unter dem Dach der Bundesgütegemeinschaft Kompost ein Zertifizierungssystem für Holzaschen aus naturbelassenen Hölzern auf der Basis des von Schrägle 2008 publizierten Prüfschemas zur Qualifikation von Holzaschen für Verwertungs- oder Entsorgungswege (Abbildung 5) entwickelt. Es handelt sich um ein differenziertes Qualitätsmanagement einschließlich eines Schulungskonzepts für die Betreiber von

Holzbiomasse-Kraftwerken. Die Verfahrensschritte und Prüfpläne zur fortlaufenden Qualitätskontrolle sind in einem umfangreichen Qualitätsmanagement-Handbuch definiert und beschrieben (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., BGK, 2014). Für die erfolgreiche Zertifizierung wird den betreffenden Kraftwerksbetreibern das RAL-Gütesiegel „Dünger“ (RAL-GZ 252) verliehen, das in Zukunft durch Forst als Voraussetzung des Einsatzes von Holzaschen bei der Bodenschutzkalkung gefordert werden wird.

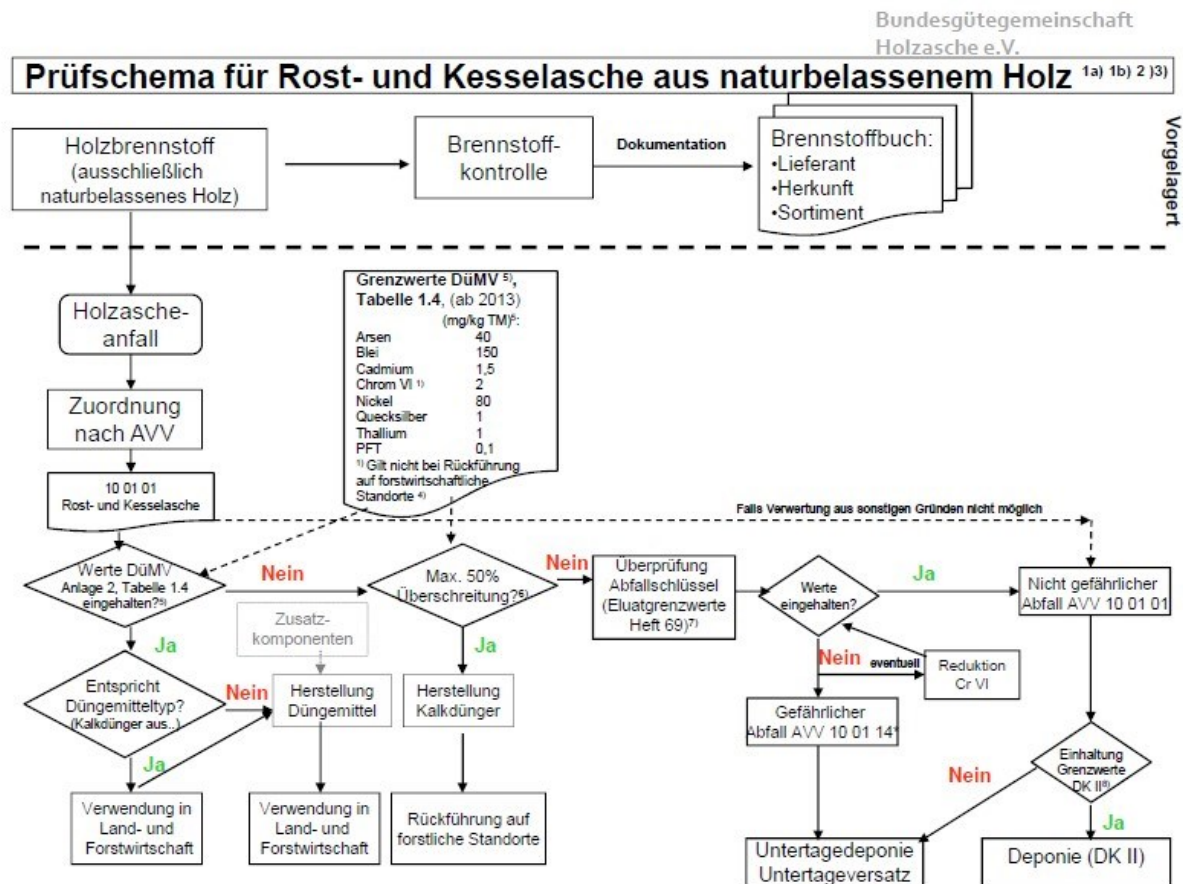


Abb. 5: Das dem RAL Gütezeichen „Dünger“ für Holzaschen aus naturbelassenem Holz zugrundeliegende Prüfschema (Schrägle, 2008).

3. Qualitätsanforderungen an Materialien zur Teilbefestigung von Rückegassen

In der Feinerschließungsrichtlinie der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg (MLR, 2003) wird festgelegt, dass aus „Gründen des Bodenschutzes und der Verwirklichung des Vorsorgeprinzips bei der Nutzung und beim Schutz natürlicher Ressourcen“ das flächige Befahren von Waldbeständen verboten ist und die Befahrung bei Holzernte und Holzbringung auf dauerhaft markierten Rückegassen zu konzentrieren ist. Im Jahr 2012 wurde vom Staatsforstbetrieb Baden Württemberg eine Rückegassenkonzeption entwickelt, welche der Erhaltung der technischen

Befahrbarkeit von Rückegassen dient (ForstBW, 2012). Dabei wurde festgelegt, dass Rückegassen im Grundsatz nicht befestigt werden, da auf ihnen die natürliche Bodenoberfläche und vor allem Bodenfunktionen so weitgehend als möglich erhalten bleiben sollen. Durch die Konzentration von Fahrbewegungen und bei einer höheren Anzahl an Überfahrten sind partielle Gleisbildungen, welche auch die weitere technische Befahrbarkeit gefährden nicht vollständig auszuschließen. Um eine weitere Befahrbarkeit der Rückegassen zu garantieren ist die punktuelle Befestigung durch den Einbau von grobem Schotter vorzusehen. Dies ist in der Rückegassenrichtlinie folgendermaßen geregelt: „Partielle Befestigung von Nassstellen mit geeignetem Gesteinsmaterial (i.d.R. örtlich anstehender geologischer Formationen), Einbau und Festfahren mit Raupe. Bei Materialankauf Korngröße beachten, möglichst nicht unter 150 mm“. Ebenso können Rückegasseneinmündungen in Fahrwege befestigt werden um der extrem hohen Scherbelastung beim Einschwenken der Maschine entgegenzuwirken. Durch die Verwendung von grobem Schotter autochthoner Herkunft sollen hinreichende Tragfähigkeit bei gleichzeitiger Erhaltung einer hinreichenden Wasserversickerungsrate erreicht werden. Außerdem soll in seiner chemischen Charakteristik dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung verwandtes Material verwendet werden.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Darstellung zeigt, dass die Einbringung von Fremdmaterialien in Waldböden streng reglementiert und überwacht wird. Durch die in Mitteleuropa herrschenden Umweltbedingungen wie Bodenversauerung oder Stickstoffeutrophierung und auch durch den umweltpolitisch wünschenswerten und sinnvollen Druck, den regenerierbaren und nahezu klimaneutralen Rohstoff Holz zu nutzen, entsteht der Zwang Fremdstoffe in Waldböden einzubringen, um aktiv negativen Bodenveränderungen entgegenzuwirken. Dies erfolgt in jedem Fall unter strenger Beachtung der i.d.R. sehr langsamen Mobilisierungsraten von Stoffen im natürlichen Stoffkreislauf von Wäldern, welche durch die Einbringung von Fremdstoffen nicht in unnatürlicher Weise übersteuert und akzeleriert werden sollen. Es wird darauf geachtet, dass die Stoffkreisläufe in ihrem natürlichen Attraktorbereich bleiben und Bodenfunktionen stabilisiert und ggf. wiederhergestellt werden.

Literatur

- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V., BGK, (2014): Qualitätsmanagement-Handbuch (QMH) Holzasche als Ausgangsstoff für Dünger und als Dünger. RAL-Gütesicherung „Dünger“ (RAL-GZ 252). 93 S.
- DÜNGEMITTELVERORDNUNG (2012): http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_mv_2012/gesamt.pdf
- FORSTBW (2012): Konzept zur Sicherstellung der dauerhaften Funktionsfähigkeit von Rückegassen für den Landesbetrieb ForstBW - Bodenschutz & Forsttechnische Befahrbarkeit, 69 S.
- HILDEBRAND, E.E. UND SCHACK-KIRCHNER, H. (1990): Der Einfluss der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe. Forst und Holz, 45. Jhrg. H 6, 139-142.
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LÄNDLICHEN RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG, MLR (2003): Richtlinie der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg zur Feinerschließung von Waldbeständen 27 S.
- SCHRÄGLE, R. (2008): Nutzung von Holzaschen stark reglementiert. Holz Zentralblatt, 10.07.2008.
- V.WILPERT, K., BÖSCH, B., BASTIAN, P., ZIRLEWAGEN, D., HEPPERLE, F., HOLZMANN, S., PUHLMANN, H., SCHÄFFER, J., KÄNDLER G., SAUTER U.H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Freiburger Forstliche Forschung, Berichte, Heft 87.155 S.
- V.WILPERT, K., ZIRLEWAGEN, D., BÖSCH, B. (2012): Konzept eines Energieholz – Holzasche – Kreislaufs. AFZ-DerWald, 4/2012,10-14.
- v.Wilpert, K.; Hartmann, P., Schäffer, J. (2013): Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung, FVA Merkblatt 54, 39 S.
-

Zur Person:

PD Dr. Klaus von Wilpert

Klaus von Wilpert ist Abteilungsleiter Boden und Umwelt bei der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA). Schwerpunktbereiche seiner Arbeit sind die Bodenzustandserfassung im Wald (BZE), die Ernährungsinventur im Wald, das Depositionsmessnetz und das Stoffflussmessnetz (Level III) sowie darauf aufbauende Regionalisierungsmodelle zur Abschätzung der Umweltqualität in Bereichen, für die keine Messungen vorliegen.

Bodenschutz bei der Holzernte

Thomas Jensen

Niedersächsisches Forstplanungsamt

Bodenschutz ist vorrangiges Interesse des Waldeigentümers. Der intakte Boden ist die Grundlage für die nachhaltige Leistungsfähigkeit der Waldbestände.

Auch die Allgemeinheit hat die Schutzwürdigkeit des Bodens erkannt und für so wichtig erachtet, dass der Schutz des Bodens in zahlreichen Gesetzen und weiteren staatlichen Regelwerken zum Ausdruck gebracht wird.

1. Rechtliche Grundlagen

„Die gesetzliche Verpflichtung zum Bodenschutz im Wald basiert auf folgenden rechtlichen Regelungen:

- **Gesetz zum Schutz des Bodens (v. 17. März 1998)**
- **Niedersächsisches Bodenschutzgesetz (v. 19.02.1999)**
- **Bundeswaldgesetz (idF v. 31. Juli 2010)**
- **Niedersächsisches Wald- und Landschaftsgesetz (v. 21. März 2002)**
- **Bundesnaturschutzgesetz (v. 29. 7 2009)**
- **Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturschutzgesetz (v. 19. Februar 2010)**
- **Niedersächsisches Denkmalschutzgesetz (v. 30.05.1978)**
- **LÖWE Erlass (RdErl. D. ML v. 20.03.2007 - 405-64210-56.1- VORIS 79100)**

Die oben genannten rechtlichen Bindungen beinhalten direkte und indirekte Regelungen bezüglich einer schonenden Waldbodenbehandlung. Zum einen sind bodenbezogene Vorschriften direkt formuliert, zum anderen enthalten übergeordnete Regeln indirekt den Bodenschutzgedanken wie z. B. die Nutz-, Schutz-, und Erholungsfunktion des Waldes und die ordnungsgemäße Forstwirtschaft.

Das **Bodenschutzgesetz** als Leitgesetz für eine bodenpflegliche Bewirtschaftung bezweckt, den Boden „als Bestandteil des Naturhaushalts“ (§ 2 (1)) und in seiner

„Nutzungsfunktion als Standort für Land- und Forstwirtschaft“ (§ 2 (3)) nachhaltig zu sichern oder wiederherzustellen. Zudem ist Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen (§ 1). Ferner sind die Pflichten zur Gefahrenabwehr definiert: „Jeder, der auf den Boden einwirkt, hat sich so zu verhalten, dass schädliche Bodenveränderungen nicht hervorgerufen werden.“ (§4 (1)). In § 3 (6), „Anwendungsbereich“ und § 7 (S.5), „Vorsorgepflicht“ wird bezüglich des Bodenschutzes im Wald auf Kapitel zwei des Bundeswaldgesetzes verwiesen.

Die Waldgesetze auf Bundes- und Landesebene fordern eine ordnungsgemäße, nachhaltige Waldbewirtschaftung, die den Erhalt des Ökosystems einschließlich der Bodenfruchtbarkeit anstrebt (Bundeswaldgesetz u. Niedersächsisches Waldgesetz, §§1).

Das **Niedersächsisches Waldgesetz** bestimmt, dass eine „bedarfsgerechte Walderschließung unter größtmöglicher Schonung von Landschaft, Boden und Bestand“, §11(2),5 und die „Anwendung von bestands- und bodenschonenden Techniken, insbesondere bei Verjüngungsmaßnahmen, Holznutzung und -transport“ (§11 (2), 6) ein Kennzeichen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft darstellen.

Das **Bundesnaturschutzgesetz** vor, dass „zur dauerhaften Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts insbesondere“ (§1 (3)) „...Böden so zu erhalten“ sind, „dass sie ihre Funktion im Naturhaushalt erfüllen können.“ (§1 (3,2)). Weitere Bezüge hinsichtlich des Bodenschutzes in diesen Gesetzeswerken stehen in engem Zusammenhang mit den Bodenschutz- und Waldgesetzregelungen.

Darüber hinaus sind die in den §§ 28 – 30 enthaltenen Regelungen für Naturdenkmäler, geschützte Landschaftsbestandteile und geschützte Biotope zu beachten.

Im Bundesnaturschutzgesetz, im NABGNatschG und in den Tabellen zur Bewertung des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen (NLWKN 2012) sind spezielle Regelungen zum Schutz von Lebensraumtypen (LRT) in FFH-Gebieten enthalten. http://bfm.de/0316_bewertungsschemata.html

Das **Niedersächsische Denkmalschutzgesetz** vom 30. Mai 1978 bestimmt, dass Bodendenkmäler nicht zerstört werden dürfen.

Im **LÖWE Erlass** ist unter 2.1, „Richtlinien für den Bodenschutz und standortgemäße Baumartenwahl“ die „vorrangige Erhaltung bzw. Wiederherstellung der vollen natürlichen Leistungskraft der Waldböden“ vorgesehen.“

AG Bodenschutz, Niedersächsische Landesforsten

2. Eigenbindung des Waldbesitzers

Viele Waldbesitzer erachten den Bodenschutz für so wichtig, dass sie diesem durch eigene Regelungen wie Betriebsanweisungen, Merkblätter und Eigenbindung über Zertifikate auch zum Ausdruck bringen.

„Neben der gesetzlichen Bindung und dem erheblichen Eigeninteresse der Waldbesitzer sind die Boden bezogenen Bestimmungen nach **PEFC** (Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes; dt.: Programm für die Anerkennung von Waldzertifizierungssystemen) Richtungweisend:

Unter dem 2. Kriterium „Gesundheit und Vitalität des Waldes“ des deutschen PEFC-Standards sind entsprechende Anforderungen beschrieben.

„2.5 Flächiges Befahren wird grundsätzlich unterlassen. Ein dauerhaftes Feinerschließungsnetz, das einem wald- und bodenschonenden Maschineneinsatz Rechnung trägt, wird aufgebaut. Der Rückegassenabstand beträgt grundsätzlich mindestens 20m. [...] Ausnahmen für flächiges Befahren können z. B. sein: Bodenbearbeitung, Mulchen, Pflanzung, Saat. Diese Maßnahmen werden auf das unbedingt erforderliche Ausmaß begrenzt. Bei verdichtungsempfindlichen Böden wird das Befahren bodenschonend (geringe Bodenfeuchtigkeit, bodenpfleglicher Maschineneinsatz) gestaltet. Die Prüfkriterien des Kuratoriums für Waldarbeit und Forsttechnik (KWF) geben Anhaltspunkte für die Bodenpfleglichkeit des Maschineneinsatzes: z.B. geringer Reifeninnendruck, geringe Radlast, Breitreifen, großer Reifendurchmesser. [...]

2.6 Die dauerhafte Funktionsfähigkeit der Rückegasse als Widerlager für Fahrzeuge wird sichergestellt. Der Gleisbildung wird insbesondere durch folgende Maßnahmen entgegengewirkt: optimale Planung und Logistik zur Reduktion der Überfahrten, witterungsbedingte Unterbrechungen der Holzernte, Stabilisierung der Rückegassen durch Reisigauflage, Ausnutzen aller technischen Optionen und Leistungen der Maschinen (Bogiebänder,

Raupenfahrwerke, Traktionshilfswinde, Anpassung des Reifenfülldrucks, o. ä.).

2.7 Bei Holzerntemaßnahmen werden Schäden am verbleibenden Bestand , an der Verjüngung und am Boden durch pflegliche Waldarbeit weitestgehend vermieden.“

Unter dem 5. Kriterium „Schutzfunktion der Wälder“ ist ausgeführt:

„5.5: Zum Schutz von Wasser und Boden werden bei der Waldarbeit (Holzernte, Rückearbeiten, Waldpflege und Pflanzung) biologisch schnell abbaubare Kettenöle und Hydraulikflüssigkeiten verwendet. [...]“

Auf den Flächen der Niedersächsischen Landesforsten werden nach 6.4 des PEFC-Standards in der Waldarbeit nur solche Dienstleistungs- und Lohnunternehmer eingesetzt, die ein von PEFC anerkanntes Zertifikat besitzen.“

AG Bodenschutz, Niedersächsische Landesforsten

3. Lösungsansätze für ein Konzept zur Boden schonenden Holzernte

Um die Empfindlichkeit von Waldböden gegenüber Befahrung bei der Holzernte einschätzen zu können sind Kenntnisse über die Bodenverhältnisse, Bodenphysik, Bodenchemie und die mechanisch-technischen Vorgänge bei einer Befahrung des Waldbodens erforderlich.

Holzernte ohne Bodenbeeinträchtigung gibt es nicht! Daher muss ein tragfähiger Kompromiss mit fest definierten tolerierbaren Bodenbeeinträchtigungen gefunden werden. Dazu können verschiedene Parameter wie Art der Bodenverformung, CO₂-Gehalt der Bodenluft, Vegetationsveränderung, Spurtiefe, Wurzelschäden etc. herangezogen werden. In den Niedersächsischen Landesforsten wurde die Spurtiefe als maßgeblicher Parameter ausgewählt. Bei pauschalen Regelungen ergibt sich automatisch die Frage nach Ausnahmefällen (Abb. 1).



Abb. 1: Auf diesem kurzen Gassenabschnitt kann der Richtwert nicht eingehalten werden. (NFP)

Es gibt Standorte, die eine Befahrung zur Holzernte nicht zulassen und Witterungsverhältnisse, die eine Befahrung vieler Standorte zur Holzernte zeitweilig ausschließen, wenn die definierten tolerierbaren Bodenbeeinträchtigungen nicht überschritten werden sollen.

Die Zeiträume, in denen Waldböden zur Holzernte befahren werden können sind durch vielerlei Faktoren wie Vegetationszeit, Waldschutzvorgaben, Naturschutzrestriktionen, Witterungsverhältnisse etc. stark eingeschränkt.

Um in diesem Umfeld effizient und bodenschonend Holz ernten zu können bedarf es ausgefeilter Konzepte mit klaren Strategien und Handlungsanweisungen für alle Akteure.

„In der folgenden Übersicht (Abbildung 2) sind die Einflussfaktoren auf die Befahrbarkeit von Waldböden und das „Konzept für eine Boden schonende Holzernte“ mit einer Vielzahl von Lösungsansätzen in Beziehung gesetzt.

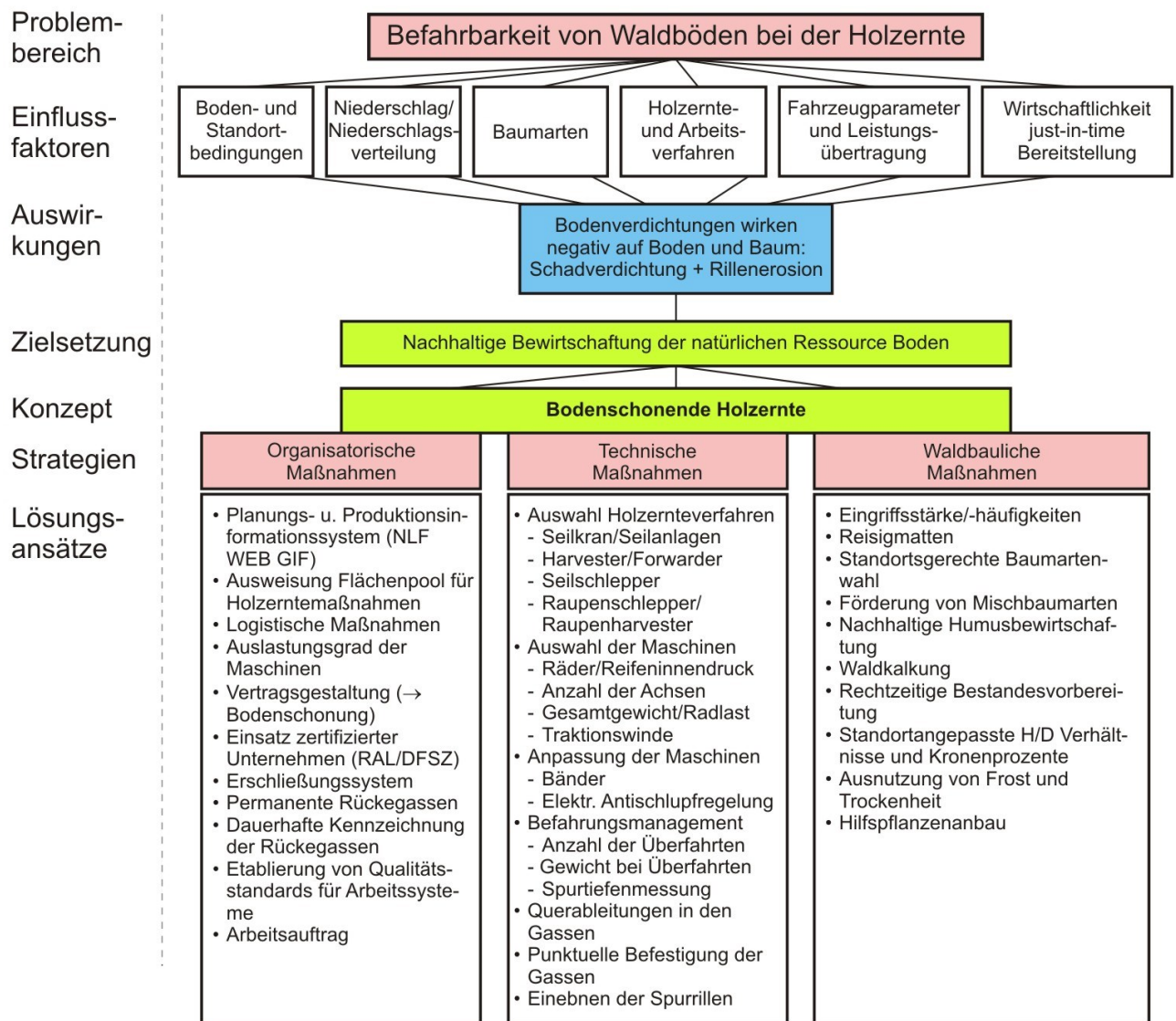


Abb. 2: Befahrbarkeit von Waldböden bei der Holzernte - Einflussfaktoren und Strategien zur Vermeidung von Bodenschäden. (TI)

Aus der Zielsetzung, die natürliche Ressource Boden nachhaltig zu bewirtschaften, leitet sich eine dreigliedrige Strategie mit unterschiedlichen Lösungsansätzen für eine Boden schonende Holzernte ab:

- **organisatorische Maßnahmen**
- **technische Maßnahmen**
- **waldbauliche Maßnahmen**

Die ausnahmslose Beachtung der Grundsätze des Bodenschutzes bei Holzerntemaßnahmen erfordert eine Flexibilisierung des gesamten Arbeitsbereichs. Ausschreibungen, Verträge, Durchführung der Maßnahmen und die Maschinen müssen den jeweiligen Ausgangs- und Arbeitsbedingungen mit dem Ziel der Einhaltung der Vorgaben des Bodenschutzes bestmöglich angepasst werden. In

jedem dieser Teilbereiche müssen Überlegungen und Handlungsalternativen für Boden bezogen ungünstige Bedingungen entwickelt, operationalisiert und umgesetzt werden. Bei allen Entscheidungen muss bedacht werden, dass Bodenschäden im Wald und Schäden in den Rückegassen nicht oder nur mit sehr hohem Aufwand – und lediglich in eingeschränktem Maß - behebbar sind. Der erhöhte logistische Aufwand spiegelt sich in veränderten Kostenstrukturen für die Holzernte wider.

„Das Übergehen des Bodenschutzes zur Verbesserung des monetären Ergebnisses einer Maßnahme ist unzulässig.“ (AG Bodenschutz, Niedersächsische Landesforsten 2014).

3.1. Organisatorische Maßnahmen

Für eine bodenschonende Holzernte müssen die Erntemaßnahmen durch eine sorgfältige Planung vorbereitet werden. Daher sind Standortkenntnisse über die Waldflächen zwingend erforderlich. Die niedersächsische forstliche Standortkartierung liefert hier die nötigen Informationen.

Diese Informationen werden in digitalen Informationssystemen z.B. in Form von Gefährdungstufen für die Befahrbarkeit umgesetzt (Abb. 3).

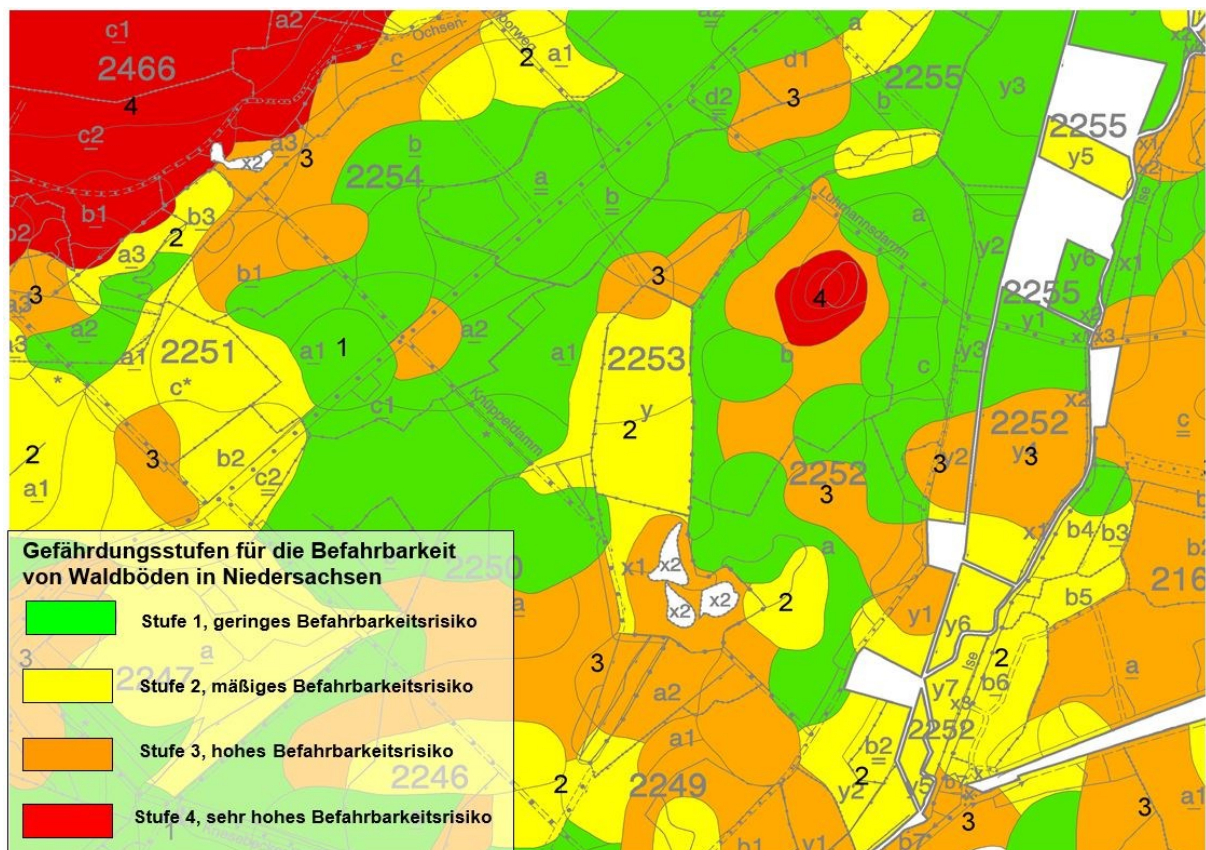


Abb. 3: Die Gefährdungskarte für Waldböden bildet die Befahrungsempfindlichkeit ab. (NFP)

Flächen der höchsten Gefährdungsstufe können nur in Ausnahmefällen nach langen Trockenperioden oder niederschlagsarmen Sommern bzw. bei extrem starken Frostperioden befahren werden. Diese Flächen müssen vorrangig in der Planung berücksichtigt werden, da hier eine bodenschonende Holzernte nicht in jedem Jahr möglich ist. Bei Flächen der höchsten und der hohen Gefährdungsstufen ist immer damit zu rechnen, dass bei Verschlechterung der Witterung die Erntemaßnahme abgebrochen werden muss. Daher empfiehlt es sich ausreichend Ausweichflächen für feuchtere Witterungsperioden vorzuhalten.

Von wesentlicher Bedeutung für den Bodenschutz bei der Holzernte ist die Ausgestaltung der Holzverkaufsverträge und Lieferbedingungen. In der Vergangenheit haben zu eng gesetzte Liefertermine oft zu erheblichen Bodenschäden in den Beständen geführt. Daher müssen für Holz von empfindlichen Standorten entweder Ausstiegsklauseln oder Ausweichmengen von weniger empfindlichen Standorten vereinbart werden.

3.2. Technische Maßnahmen

„Die technischen Maßnahmen beziehen sich auf das zum Standort und Bestand passende Holzernteverfahren.

Für nicht befahrbare Flächen ist zwischen Verfahren mit Seilschleppern bei ausreichender Rückewegedichte und Verfahren mit Seil- oder Seilkrananlagen oder anderen Spezialverfahren auszuwählen.

Für befahrbare Flächen sind die technischen Maßnahmen dadurch geprägt, **den Maschineneinsatz an die Verdichtungsempfindlichkeit der Böden auf der Rückegasse anzupassen** (Abb. 4), um die Anforderungen des vorsorgenden und nachhaltigen Bodenschutzes zu erfüllen.

Werden Holzerntemaschinen an ihrer Leistungsgrenze eingesetzt, ohne die aktuellen Bodenbedingungen zu berücksichtigen, treten mit hoher Wahrscheinlichkeit Bodenschäden auf. Die mechanische Belastung durch Maschinen ist über die Parameter Radlast, Reifeninnendruck, Kontaktflächendruck, Schlupf, Überrollhäufigkeit und Rückegassenlänge definiert.

Aus diesem Grund muss die Maschineneinsatzplanung die Befahrungsempfindlichkeit von Waldböden unter Einbeziehung der Gefährdungsstufeneinteilung (s. Abb. 6) berücksichtigen. Im Rahmen der Maßnahmenplanung muss **im ersten Schritt** die Auswahl der Maschinen bzw. Mechanisierungsketten an die standortsabhängige Gefährdungssituation angepasst

Liegen sehr kritische Bodenbedingungen vor, die maschinenseitig nicht ausgeglichen werden können, muss die Holzernte aufgrund zu hoher mechanischer Bodenbelastungen eingestellt werden.“





Abb. 5: Sogenannte Moorbänder mit extrem großer Aufstandsfläche. (Ferchland)



Abb. 6: Der ELLIATOR beim Rücken von Laubholzabschnitten im Forstort Hasbruch, NFA Neuenburg. (Winkelmann)

„Neben der Anpassung der Fahrzeugparameter spielt auch das Befahrungsmanagement eine entscheidende Rolle. Da die Anzahl der Überrollungen

und die Radlasten einen erheblichen Einfluss auf die Verdichtung und Spurbildung haben, sind durch eine geschickte Wahl der Fahrtrouten und die Art der Lastbildung Schäden am Boden zu minimieren.

Das bedeutet zum einen, dass mit möglichst wenigen Überfahrten alle Holzsortimente aus der Rückegasse gebracht werden und ggf. erst am Polterplatz auf dem festen Weg sortiert werden. Zum anderen soll mit möglichst wenig Gewicht in die Rückegassen eingefahren werden. Das bedeutet, dass bei kritischen Bodenbedingungen der Polterplatz ggf. auch mit halber Zuladung zur Entladung angefahren werden muss.“

3.3. Waldbauliche Maßnahmen

Die Belastung des Waldbodens bei der Holzernte steht in engem Zusammenhang mit der Holzmenge, die über den Waldboden auf den vorgegebenen Rückegassen abtransportiert werden muss.

Daher empfiehlt es sich Eingriffsstärken, Eingriffshäufigkeiten und das Erschließungssystem aufeinander abzustimmen. Weite Gassenabstände bedeuten bei hohem Holzmasseanfall eine sehr viel höhere Belastung für die einzelne Gasse zudem ist mit einer deutlichen Erhöhung der Schäden am verbleibenden Bestand und Verjüngung zu rechnen. Eine pauschale Forderung nach weiten Gassenabständen auf verdichtungsempfindlichen Böden ist daher nicht immer zielführend.

Alle waldbaulichen Maßnahmen, die Stabilität und Vitalität der Waldbestände dienen, wie standortsgerechte Baumartenwahl, Waldkalkung, nachhaltige Humusbewirtschaftung sowie standortsangepasste Kronenprozente und H/D Verhältnisse, dienen auch dem Bodenschutz bei der Holzernte. Durch diese Maßnahmen werden unplanmäßige Zwangsnutzungen bei schlechten Witterungsbedingungen vermieden und die Regenerationsmöglichkeiten des Bodens deutlich erhöht.

3.4. Verantwortlichkeit

Für einen effektiven Bodenschutz bei der Holzernte ist eine klare Regelung der Verantwortlichkeiten erforderlich. Eine zentrale Rolle spielt dabei der Maschinenführer, da dieser deutliche Bodenschäden auf den Rückegassen als erster

bemerken muss. Daher ist eine klare und verständliche Formulierung der Bedingungen für einen Abbruch der Holzerntemaßnahme im schriftlichen Arbeitsauftrag und Merkblättern zwingend erforderlich.

4. Zusammenfassung

Das Eigeninteresse des Waldbesitzers an nachhaltig vitalen und leistungsfähigen Waldbeständen sowie die rechtlichen Rahmenbedingungen machen ein Konzept und eine Handlungsanweisung für eine Boden schonende Holzernte erforderlich. Es können hierin Kenntnisse zum Bodenschutz vermittelt und Wege aufgezeigt werden, wie Ziele von Bodenschutz und forstlicher Bewirtschaftung gemeinsam erreicht werden können. Es wird aufgezeigt, dass die Kombination von organisatorischen, technischen und waldbaulichen Maßnahmen viele Ansätze für eine Boden schonende Holzernte liefert.

Eine bodengebundene Holzernte ohne Bodenbeeinflussung ist nicht möglich, daher ist die Definition von tolerablen Bodenveränderungen auf der Betrachtungsebene von Ökosystemen unabdingbar. Deshalb werden Bodenveränderungen durch Befahrung bei der Holzernte im Rahmen der guten fachlichen Praxis und der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft heute nur noch auf einem dauerhaften Erschließungssystem toleriert.

Literatur

AG Bodenschutz, Niedersächsische Landesforsten (2014): Merkblatt „Bodenschutz bei der Holzernte in den Niedersächsischen Landesforsten“, Download über: https://www.landesforsten.de/fileadmin/doku/Benutzergruppen/NFP/nfp/MerkblattBodenschutz___mitTitelbl2015.pdf “

Mitglieder der AG Bodenschutz(2012 bis 2014):

Christian Boele-Keimer (NLF Betriebsleitung, SG Waldbau, Waldnaturschutz und Jagd)

PD Dr. habil. Joachim Brunotte (Thünen-Institut für Agrartechnologie)

Henning Geske (NLF, Forstamtsleiter NFA Seesen)

Thomas Jensen (NLF NFP SG Standortkartierung)

Dr. Michael Lücke (NLF NFA Clausthal, Funktionsstelle Waldökologie)

Dr. Karl-Josef Meiwes (NWFVA Abt. Umweltkontrolle, SG Nährstoffmanagement)

Gerd Otten (NLF Maschineneinsatzleitung NFA Nienburg)

Arne Riedel (NLF Betriebsdezernent NFA Unterlöss)

Dietmar Roffka (NLF NFA Unterlöss, Revierleiter)

Thomas Schulze (Forstl. Unternehmer, AFL)

Arne Sengpiel (NLF NFP Dez. Forst EDV)

Dr. Volker Stüber (NLF NFP Dez Standortkartierung und ForstGIS)

Peter Winkelmann (NLF Betriebsleitung, SG Waldarbeit)

Zur Person:

Thomas Jensen

Ist Mitarbeiter im

Niedersächsischen Forstplanungsamt der

Niedersächsischen Landesforsten

Tätigkeiten:

- Leitung der Standortkartierungsarbeiten in den von den Niedersächsischen Landesforsten betreuten Waldflächen
- Aus- und Fortbildung in der forstlichen Standortkartierung
- Beratung der Forstämter und der Betriebsleitung der Niedersächsischen Landesforsten sowie der NWFVA in standortkundlichen Fragen
- Leitung der Arbeitsgruppe Bodenschutz:
Erarbeitung des Merkblattes „Bodenschutz bei der Holzernte in den Niedersächsischen Landesforsten“
- Mitarbeit der AG Klimaangepasster Waldbau (Niedersachsen)



Verbindung von Boden- und Gewässerschutz im Wald

Stefan Julich, Karl-Heinz Feger, Raphael Benning

Technische Universität Dresden, Tharandt

Zusammenfassung

Am Beispiel längerfristiger hydrologischer und biogeochemischer Messungen wird für das sächsische Osterzgebirge der Einfluss der Waldböden auf wasserbezogene Ökosystemdienstleistungen wie die Gewässerqualität verdeutlicht. Durch die Überlagerung natürlicher Bodenprozesse (v.a. Podsolierung) und Nachwirkung der früher extrem hohen Schwefel-Belastung sind deutliche Effekte auf die Wasserqualität erkennbar. Aus Sicht der Wasserversorgung sind gelöste Huminstoffe problematisch, die allerdings mit boden-/standortsabhängiger Differenzierung ausgetragen werden. Im Vergleich zur Agrarnutzung sind Stickstoff- und Phosphor-Austräge sehr gering. Künftige Herausforderungen für Wissenschaft und Planung liegen in einer stärkeren Verknüpfung von Wasserqualität und -menge.

1. Einleitung

Wälder als Teil von Landschaften üben über den Wasser- und Stoffkreislauf von Einzugsgebieten, Einfluss auf die Gewässerqualität aus. Wie alle Böden agieren Waldböden als Quelle, Senke, Puffer und Transformator für Stoffe, die durch die verschiedenen Wasserflüsse in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen in die Landschaft ausgetragen werden können. Demzufolge leistet der Bodenschutz im Wald einen zentralen Beitrag für den Gewässerschutz auf Landschaftsebene. Bereits 1993 formulierte die Europäische Forstministerkonferenz in Helsinki (MCPFE 1993): „Die Methoden der Waldbewirtschaftung sollten angemessene Rücksicht auf den ... Schutz der Qualität und Quantität des Wassers, ... und den Schutz gegen Hochwasser ... nehmen.“

Die Warschau-Konferenz (MCPFE 2007) formulierte zum Thema „Wald und Wasser“ eine eigene Resolution. Inhalt der Resolution ist unter anderem die Forderung a) für eine Bewertung der Leistungen von Wäldern in Bezug auf Wasserqualität und b) ein System von Zahlungen von Ökosystemdienstleistungen zu entwickeln in welchen auch die allgemeinen Schutzleistungen von Wäldern zu gewährleistet und gefördert werden können. Daraus lässt sich ableiten, dass auf Landschafts- d.h.

Einzugsgebietsebene, Waldbewirtschaftung (und somit Bodenschutz im Wald) sowie Management von Wasser als Ressource aufeinander abgestimmt sein sollten. Um ein optimales Zusammenspiel zwischen der Waldbewirtschaftung und dem (Ressourcen-)Management von Wasser auf allen Planungsebenen zu erreichen, ist es notwendig, die regionalen und standörtlichen Unterschiede von Boden- und Standortseigenschaften zu erkennen und zu bewerten. Durch unterschiedliches Ausgangsgestein sowie standörtliche Begebenheiten kommt es zu verschiedenen bodenbildenden Prozessen und somit zu unterschiedlichen Verhalten der Funktionen als Filter, Puffer, Speicher und Transformator. Hierbei ist auch die Vielfalt der Böden als Ergebnis der Pedogenese aber auch die meist sehr jungen Veränderungen in Folge menschlicher Aktivitäten (vgl. Leitgeb et al. 2013) zu berücksichtigen. Eine wesentlichen Aufgabe der (forst)-hydrologischen Forschung ist es, solche Informationen zu gewinnen und auf planungsrelevante Skalen zu übertragen (vgl. Pilaš et al. 2010). Weiterhin kommt solchen Informationen bei der Umsetzung von beispielsweise der Wasserrahmenrichtlinie verstärkte Bedeutung zu.

Im Beitrag wird an Beispielen aus dem Osterzgebirge in Sachsen gezeigt, welchen Beitrag Waldböden, Bodenschutz im Wald für den Gewässerschutz auf Einzugsgebietsebene leisten können. Im Erzgebirge liegen anteilmäßig die größten Waldflächen in Sachsen und hat somit eine entsprechend große forstwirtschaftliche Bedeutung. Gleichzeitig gibt es zahlreiche Talsperren, welche der Trinkwasserversorgung (etwa der Ballungsräume Chemnitz und Dresden) aber auch dem technischen Hochwasserschutz dienen. Aus der historischen Entwicklung heraus (Versorgung der Bergbausiedlungen) ist der Landwirtschaftsanteil an der Flächennutzung im Osterzgebirge auch heute noch sehr groß. Dort wo es die Bodenverhältnisse zulassen, ist selbst in den Kammlagen noch Ackerbau anzutreffen.

2. Der langfristige Einfluss von Schadstoffeinträgen über die Luft

Neben dem Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung auf die Stoffkreisläufe und Stoffausträge aus Waldböden, üben auch Stoffeinträge aus der Luft einen großen Einfluss aus. Als Beispiel können die extrem hohen SO_2 -Immissionen (bedingt durch die ungefilterte Verbrennung von Braunkohle) in die Waldflächen in den 1970er und 1980er Jahren dienen. Der erhöhte Eintrag von Schwefeldioxid führte zu enormen

Veränderungen der boden- und gewässerchemischen Bedingungen (vgl. Armbruster et al. 2003, 2004, 2005).

Gewässer, deren Einzugsgebiete durch pufferschwache Böden aus Gneisen und Graniten geprägt sind, erfuhren eine starke Versauerung mit pH-Werten < 5 und deutlich erhöhten Konzentrationen von Al-Ionen. Dies wurde durch den verstärkten S-Eintrag hervorgerufen wie die Dominanz der Ionenbilanz durch Sulfat zeigt (Abb. 1a). Dagegen waren in anderen Mittelgebirgen mit geringerer atmosphärischer Belastung aber vergleichbaren Puffervermögen der Böden bzw. Ausgangsgesteine der Einfluss der Deposition auf den Gewässerchemismus deutlich niedriger (z.B. Südschwarzwald: Abb. 1b).

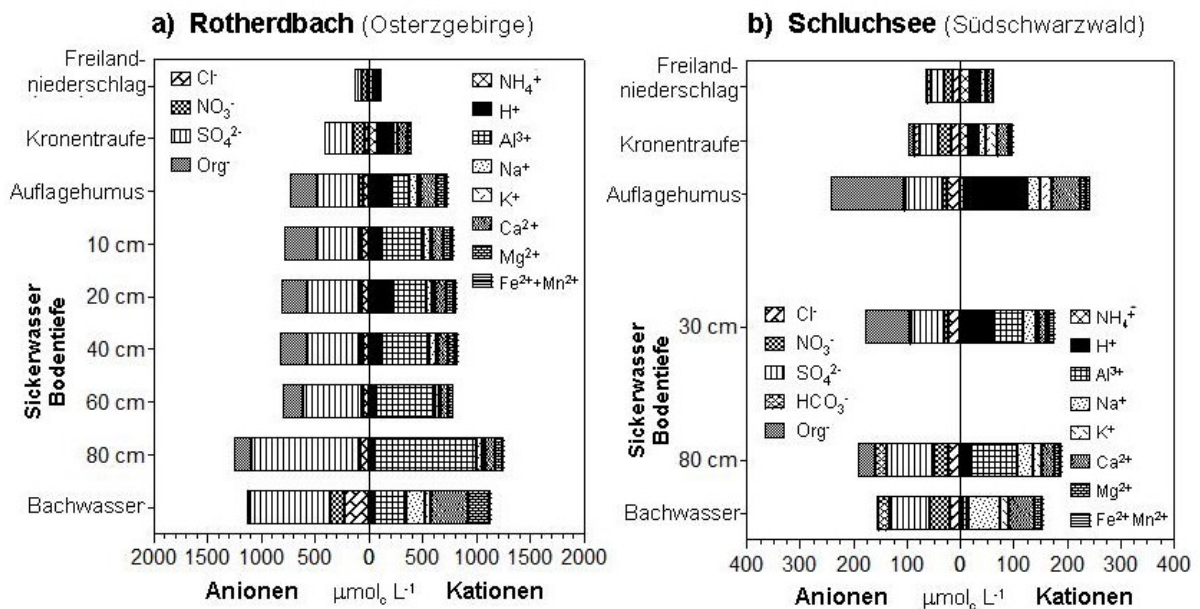


Abb. 1: Ionenbilanzen von zwei Experimental-Wassereinzugsgebieten mit Fichtenbestockung aus Granitpodsolen im östlichen Erzgebirge (links) und Südschwarzwald (rechts); Mittelwerte aus den Beobachtungszeiträumen 1994 - 1999 bzw. 1988 -1998 (beachte unterschiedliche die unterschiedliche Skalierung der x-Achsen; Org: organische Anionen (aus Anionendefizit). (Daten aus Armbruster et al. 2003).

Durch die Einführung und Umsetzung umfangreicher Luftreinhaltmaßnahmen ab Beginn/Mitte der 1990er Jahre kam es zu einem starken Rückgang der S-Deposition in die Waldökosysteme. Dies führte zu einer deutlichen Abnahme der Sulfat- und Al-Ionenkonzentration in den waldbeeinflussten Gewässern und zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässerqualität, wenn auch mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung (siehe Benning und Feger 2013). Dies ist darin begründet, dass durch die starke S-Deposition in den 1980er und 1990er Jahren ein beträchtlicher Anteil an Schwefel im Boden akkumuliert wurde. Dies wird bei der Betrachtung von Eintrags-

Austrags-Bilanzen deutlich. Dadurch agieren gerade die Waldböden im Erzgebirge heute als ausgesprochene Quelle für Schwefel (Abb. 2). Aus Sicht des Bodenschutzes ist dabei zu beachten dass ein bedeutender Teil des Schwefels in den Böden organisch gebunden ist und somit Bestandteil der mikrobiellen Umsätze ist. Kommt es zu Veränderungen oder Störungen am Humuskörper, etwa durch zu starke Bestandesauflichtung z.B. nach Windwurf, Schneebruch oder Insektenkalamitäten) ist mit Versauerungsschüben im Boden zu rechnen, die mit entsprechenden Austrägen von Kationen einhergehen und Konsequenzen für die Gewässerqualität von Einzugsgebieten hat, die überwiegend mit Wald bestockt sind (vgl. Feger 1998). An diesem Beispiel lässt sich zeigen, dass nachhaltige Waldwirtschaft mit dem Boden- und Gewässerschutz Hand in Hand gehen.

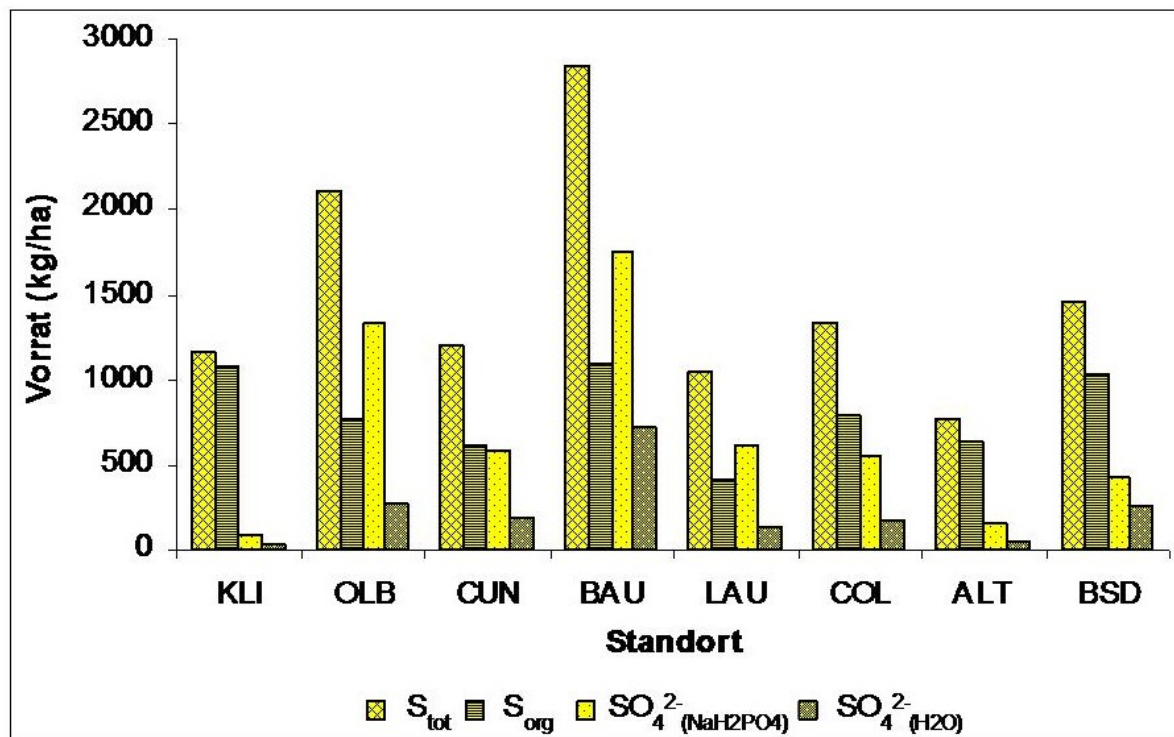


Abb. 2: Vorräte der Schwefel-Bindungsformen in den Waldböden der 8 Level-II-Standorte in Sachsen (S_{tot} = Gesamt-S, S_{org} = organisch gebundener S; weitere Fraktionen sind austauschbarer und wasserlöslicher Sulfat-S); aus: Wunderlich et al. (2006).)

3. Der Einfluss der Landnutzung auf Stoffexporte in eine Trinkwassertalsperre

In kleineren und mittleren Einzugsgebieten mit gemischten Anteilen von Landwirtschaft, Grünland sowie Wald- und urbanen Flächen können Wälder eine

bedeutende Rolle für die Wasserwirtschaft spielen. Zum einen in Bezug auf Wasserquantität beispielsweise durch Rückhalt als dezentraler Hochwasserschutz, aber auch für die Wasserqualität durch den geringeren Export von Stoffen im Vergleich zu anderen Landnutzungen. Hier wirken die geringeren Exporte verdünnend im Vergleich zu den erhöhten Exporten aus anderen Landnutzungen. Ein Beispiel dafür ist das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle, die zur Trinkwasserversorgung der Großregion Dresden beiträgt. Die Landnutzung entspricht der für Mittelgebirgsregionen charakteristischen Verteilung: ~ 52 % Wald, ~ 34 % Grünland und ~ 9 % ackerbauliche Nutzung. Im Untersuchungsgebiet beträgt der mittlere jährliche Niederschlag ~1080 mm und die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 4,9 °C. Die Böden im Einzugsgebiet sind hauptsächlich durch basenarme Braunerden und Podsole geprägt, welche sich aus den silikatischen Grundgesteinen entwickelt haben. Zur Erfassung und Differenzierung der Stoffausträge von verschiedenen Landnutzungen wurden für die Klassen Acker, Grünland und Wald Kleinsteinzugsgebiete mit jeweils einer dominierenden Landnutzung instrumentiert (Abb. 3). Gleichzeitig erfolgte ein vergleichbares Monitoring am Einlass der Talsperre

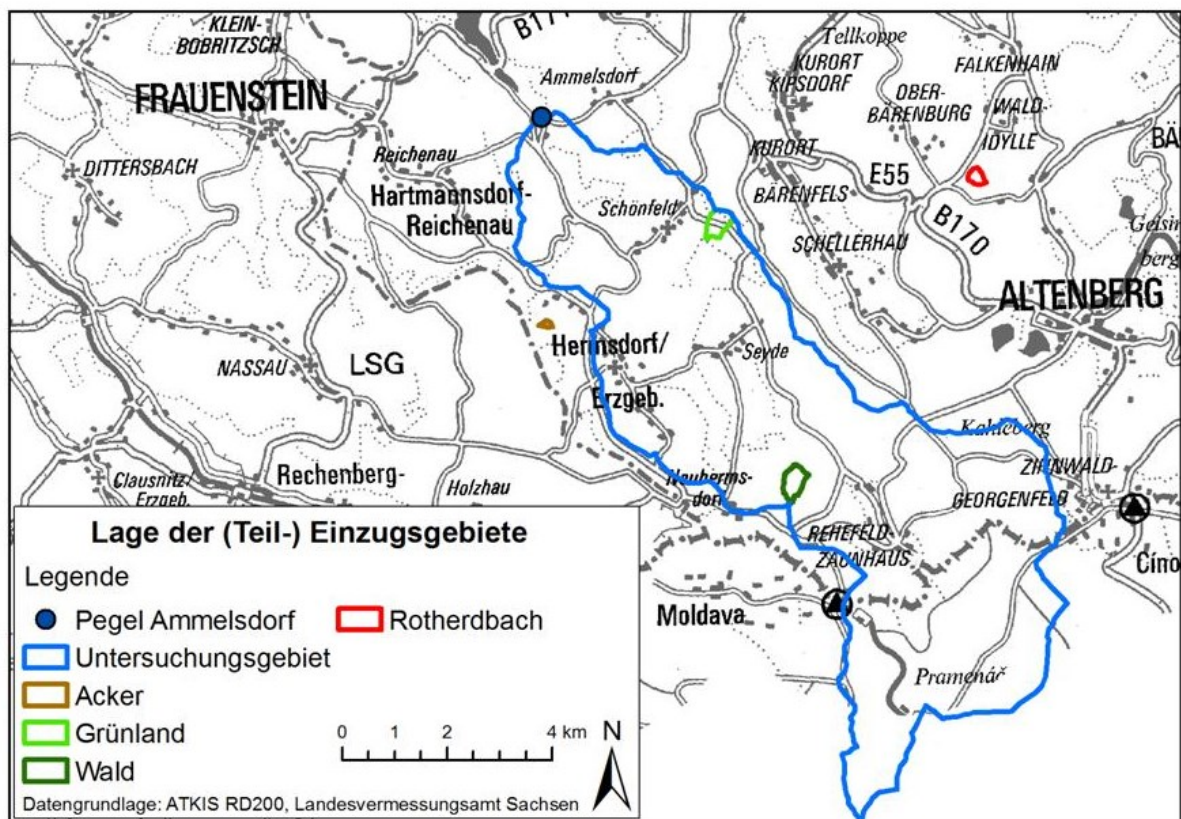


Abb. 3: Darstellung der Lage der Einzugsgebiete: In blau ist das Einzugsgebiet des Zuflusses zur Talsperre Lehmühle (Pegel Ammeldorf, Wilde Weißeritz) dargestellt, innerhalb dessen die Kleinsteinzugsgebiete Grünland (hellgrün) und Wald (dunkelgrün, Kohlgrundbach) liegen. In braun ist das Kleinsteinzugsgebiet Acker dargestellt. Rot gekennzeichnet ist das Kleinsteinzugsgebiet des Rotherdbachs (Level-II Messfläche).

Lehnmühle (vgl. Benning und Feger 2013).

In Abb. 4 sind die Nitratkonzentrationen aus drei Kleinst Einzugsgebieten unter Wald, Grünland und Ackerland, sowie für das Gesamteinzugsgebiet am Einlass der Talsperre Lehnmühle zu sehen. Unter den landwirtschaftlich genutzten Acker- und Grünlandflächen sind deutlich höhere Nitratkonzentrationen ($8,73 \text{ mg L}^{-1}$ bzw. $5,43 \text{ mg L}^{-1}$) zu verzeichnen, als für das Waldgebiet ($0,85 \text{ mg L}^{-1}$) und das Gesamteinzugsgebiet. Hier betrug die mittlere Nitrat-N-Konzentration am Pegel Ammeldorf $1,85 \text{ mg L}^{-1}$ was aus Sicht der Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung unproblematisch ist. Der hohe Waldanteil im Gesamteinzugsgebiet (Pegel Ammeldorf) wirkt offenbar kompensierend auf die hohen Nitratbelastungen aus den landwirtschaftlichen Flächen.

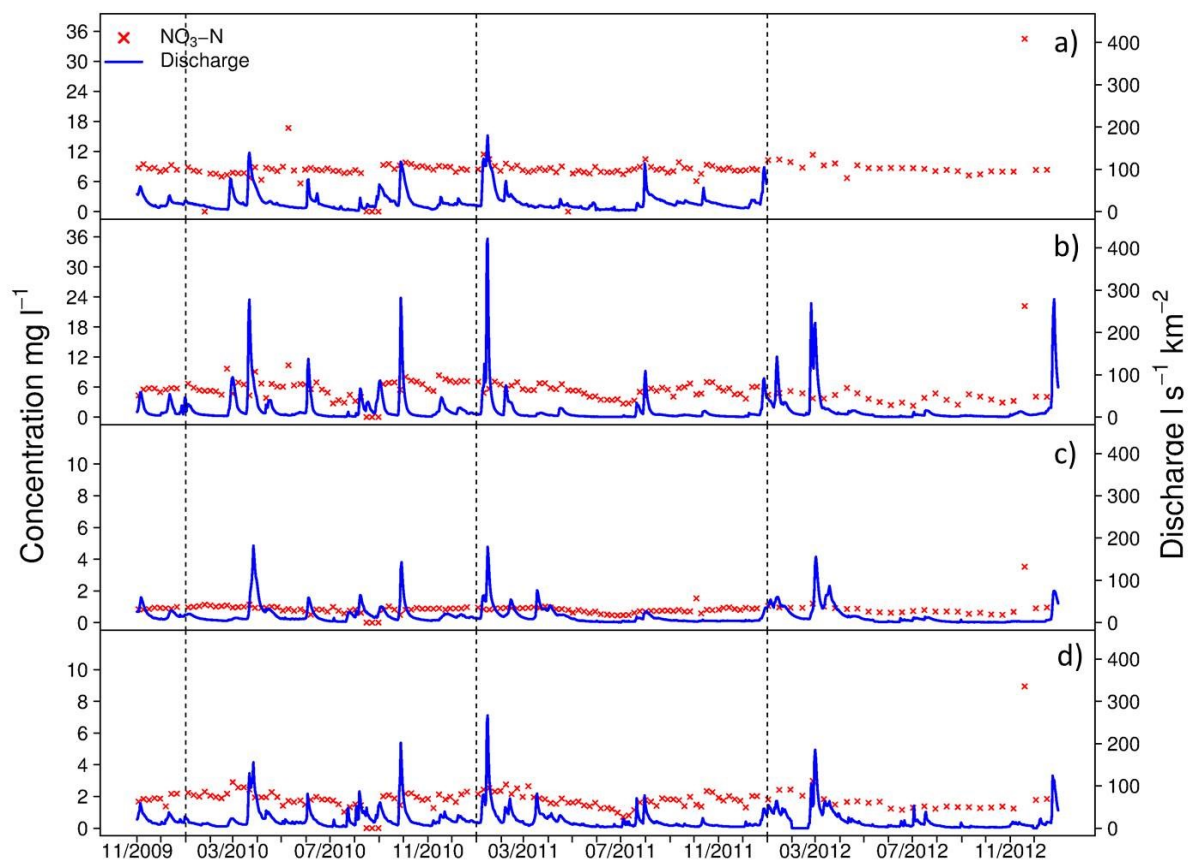


Abb. 4: Nitratkonzentrationen in Kleinst einzugsgebieten unter Acker; Grünland; Wald und für das Einzugsgebiet der Talsperre Lehnmühle, Osterzgebirge.

Jedoch ist die kompensierende Wirkung des Waldes gekoppelt an eine nachhaltige Waldbewirtschaftung bzw. an einen entsprechenden Flächenanteil. Untersuchungen

im Bayrischen Wald nach Kalamitäten wie erhöhten Borkenkäferbefall oder Orkane wie Kyrill (2007) haben gezeigt, dass bei einer Entwaldung von größeren Flächen auch bewaldete Einzugsgebiete kurzzeitig Quellen für Nitrat werden können (Huber et al. 2004).

Neben Nitrat und Phosphor sind auch höhere Konzentrationen an gelöster organischer Substanz (DOC) wasserwirtschaftlich von Bedeutung. Für die Entfernung der braungefärbten Huminstoffe ist in der Wasserwirtschaft einer erhöhter technischer Aufwand notwendig.

Der in vielen Mittelgebirgsgewässern in Mittel-/Nordeuropa und Nordamerika seit ca. 20 Jahren festgestellte langsame Anstieg der DOC-Konzentrationen (z.B. Evans et al. 2006) geht einher mit der verringerten atmosphärischen Depositionsbelastung und den damit veränderten chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers (vgl. Sucker und Krause 2010)

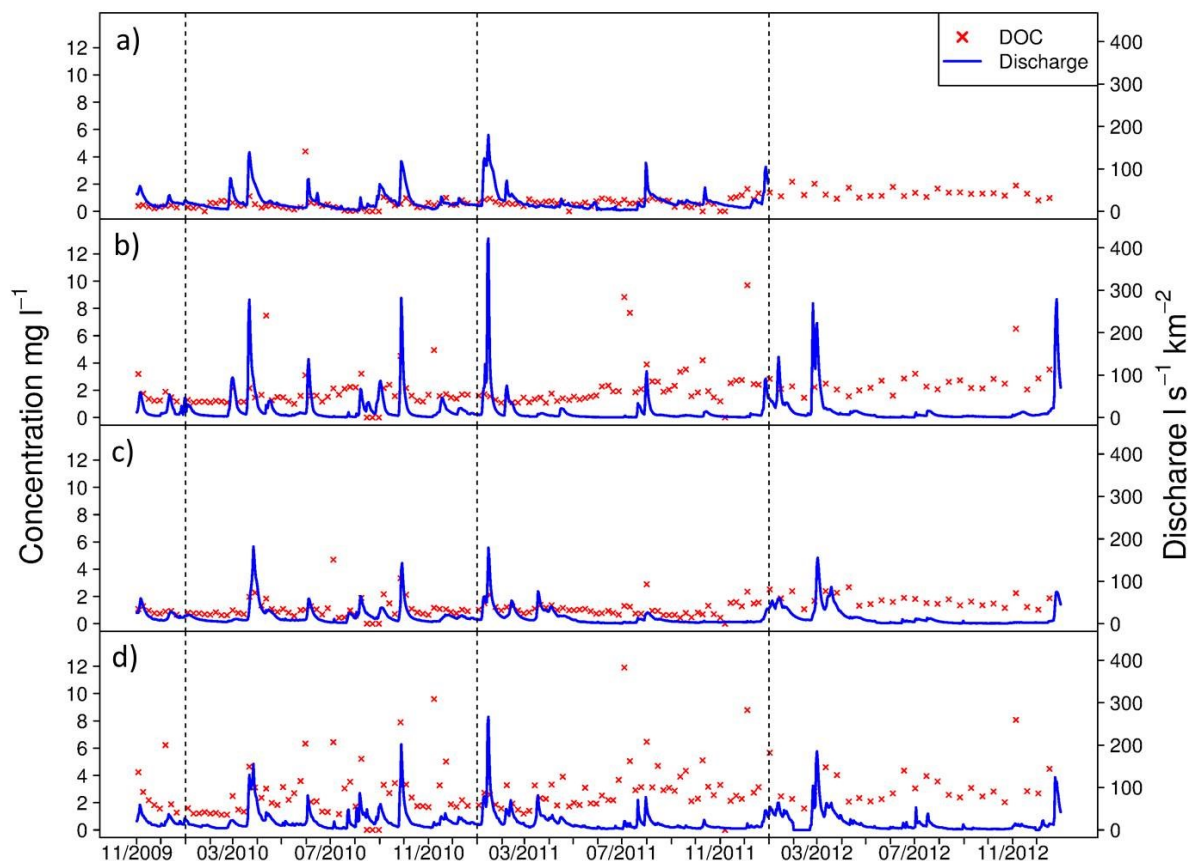


Abb. 5: DOC-Konzentrationen in Mikro Einzugsgebieten unter Acker; Grünland; Wald und für das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle, Osterzgebirge.

Abb. 5 zeigt den Einfluss der Landnutzung auf die DOC-Austräge im Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle. Aus dem Ackerland sind die geringsten DOC-Austräge zu

verzeichnen, während die höchsten DOC-Austräge aus dem Grünland gemessen wurden. Die Austräge aus dem instrumentierten Waldeinzugsgebiet lagen zwischen Acker und Grünland. Eine Ursache für den hohen Austrag unter Grünland dürften die partielle Drainage und der Anteil hydromorpher Böden (Gleye), was der enge Zusammenhang zwischen DOC-Austrag und Durchfluss, vor allem in den Abflussspitzen, zeigt.

Hinsichtlich der DOC-Austräge aus dem Wald wirken die Bodenverhältnisse stark differenzierend (Abb. 6). Im Rotherdbach (Granit-Podsol) ist die mittlere Konzentration um ca. Faktor 5 höher als im Kohlgrundbach (Gneis-Braunerde). Betrachtet man die zeitliche Dynamik, so schwanken die DOC-Konzentrationen im Kohlgrundbach weniger als im Rotherdbach, wo deutliche Peaks erkennbar sind, die mit Abflussspitzen korrelieren. Diese Unterschiede sind durch Zusammenwirken von unterschiedlicher Bodenchemie und Art der Abflussbildung (Interflow-Anteil) bedingt.

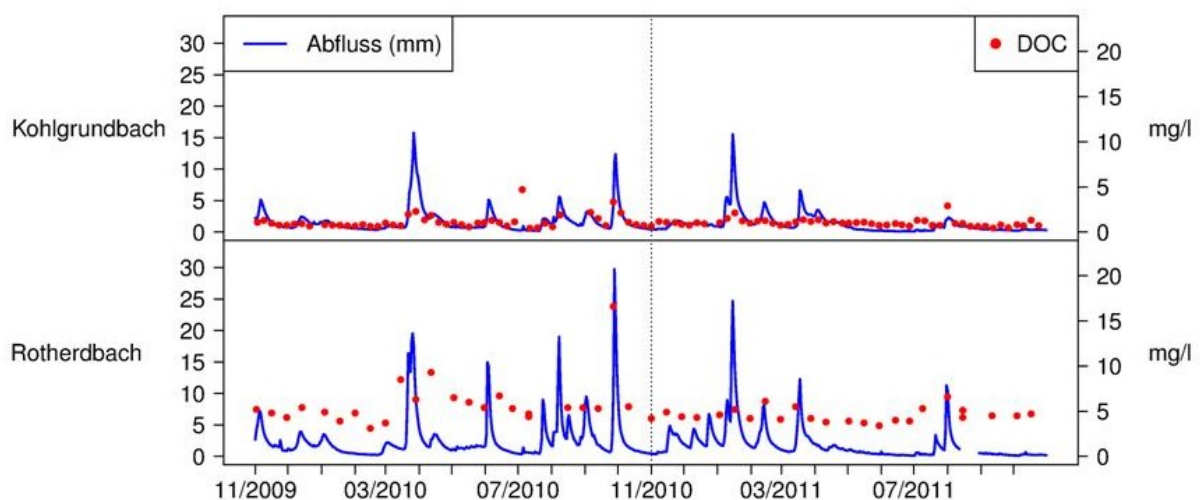


Abb. 6: Abflussdynamik und DOC-Konzentration für zwei Waldeinzugsgebiete im Osterzgebirge

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Wälder in Wassereinzugsgebieten eine überwiegend positive, aber standörtlich differenzierte Wirkung auf die Wasserqualität ausüben. Hinsichtlich der Waldböden ist heute und zukünftig immer noch zu beachten, dass es im Hinblick auf die Stoffausträge zu einer Überlagerung von natürlichen Prozessen (v.a. Podsolierung) und der Nachwirkung der früher extrem hohen Schwefel-Belastung kommt. Für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung ist dieser Umstand zu berücksichtigen. Vor allem der Humuskörper sollte besondere Beachtung finden. Wie sich gezeigt hat, können Störungen (z.B. durch starke

Bestandesauflichtung etwa nach Windwürfen, Schneebruch, Insektenkalamitäten, möglicherweise auch durch mechanische Schäden) zu verstärkten Austrägen von Nitrat, Sulfat und entsprechenden Begleitkationen führen. Selbiges gilt auch für DOC, welcher durch die veränderten bodenchemischen Bedingungen durch Depositionsbelastung zudem zu dem einen ansteigenden Trend zeigen. In wasserwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten bedeutet eine erhöhte DOC-Befrachtung bei gleichzeitig zurückgehenden Gesamtelektrolyt-Konzentrationen einen erhöhten technischen Aufwand in der Aufbereitung des Rohwassers. Auf Gesamteinzugsgebietsebene können außerdem auch DOC-Austräge aus Grünland und Moorflächen relevant sein.

Danksagung

Das Analysenprogramm im Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle war Teil des BMBF-geförderten Verbundvorhabens REGKLAM (Entwicklung und Erprobung eines integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden). Ebenso danken wir dem Staatsbetrieb Sachsenforst (Dr. H. Andreae) für die freundliche Bereitstellung der Rohdaten der Level-II Messfläche Altenberg (Rotherdbach) und S. Wunderlich für die aus verschiedenen Forschungsprojekten zusammengestellten Daten für dieses Gebiet.

Literatur

- ARMBRUSTER, M.; ABIY, M.; FEGER, K.H. (2003): The biogeochemistry of two forested catchments in the Black Forest and the eastern Ore Mountains (Germany) - Effects of changing atmospheric inputs on soil solution and streamwater chemistry. *Biogeochemistry* 65, 341-368.
- ARMBRUSTER, M.; ABIY, M.; FEGER, K.H. (2004): Wasserqualität in zwei bewaldeten Einzugsgebieten mit unterschiedlicher Depositionsbelastung - Langfristige Veränderungen und Reaktion auf Kalkung. *Forstl. Schriftenreihe Univ. Bodenkultur Wien* 18, 118-142.
- ARMBRUSTER, M.; ABIY, M.; FEGER, K.H. (2005): Vergleichende Stoffbilanzierung von zwei bewaldeten Einzugsgebieten im Osterzgebirge und Südschwarzwald - Langfristige Tendenzen und Reaktion auf Kalkung. In: Nebe, W. und Feger, K.H. (Hrsg.): *Atmosphärische Deposition, ökosystemare Stoffbilanzen und Ernährung der Fichte bei differenzierter Immissionsbelastung. Langjährige Zeitreihen für das*

-
- Osterzgebirge und den Südschwarzwald. - Forstwiss. Beiträge Tharandt 22 (Ulmer-Verlag), 33-58.
- BENNING, R.; FEGER, K.H. (2013): Der Beitrag von Waldflächen zur Sicherstellung der Rohwasserqualität in einem mesoskaligen Talsperreneinzugsgebiet. Freiburger Forstl. Forschungen 96, 1- 10.
- EVANS, C.D.; CHAPMAN, P.J.; CLARK, J.M. ET AL. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology* 12, 2044–2053.
- FEGER, K.H. (1998): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (am Beispiel des Schwefelkreislaufes). - Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Materialien zur Umweltforschung 30, Verlag Metzler & Poeschel, Stuttgart, 118 S.
- HUBER, C.; BAUMGARTEN, M.; GÖTTLEIN, A.; ROTTER, V. (2004): Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in mountainous spruce stands of the Bavarian Forest National Park. *Water, Air and Soil Pollution*, 4, pp. 391-414.
- LEITGEB, E.; REITER, R.; ENGLISCH, M.; LÜSCHER, P.; SCHAD, P.; FEGER, K.H. (2013): Waldböden. Ein Bildatlas der wichtigsten Bodentypen aus Österreich, Deutschland und der Schweiz. ISBN 978-3-527-32713-3 - Wiley-VCH, Weinheim, 330 S.
- MCPFE - MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE (1993): 2. Konferenz in Helsinki, Resolution H1 Nachhaltiges Forstmanagement in Europa.
- MCPFE - MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE (2007): 5. Konferenz in Warschau, Resolution W2: Wälder und Wasser.
- SUCKER, C.; KRAUSE, K. (2010): Increasing dissolved organic carbon concentrations in freshwaters: what is the actual driver? *iForest - Biogeosciences and Forestry* 3:106–108. doi: 10.3832/ifor0546-003
- WUNDERLICH, S.; RABEN, G.; ANDREAE, H.; FEGER, K.H. (2006): Schwefel-Vorräte und Sulfat-Remobilisierungspotenzial in Böden der Level-II-Standorte Sachsens. *AFZ/Der Wald* 60, 762-765.
-

Zur Person:

Dr. Stefan Julich

Stefan Julich ist wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Bodenkunde und Standortslehre. Seine Forschungsschwerpunkte sind: Erfassung der Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Einzugsgebieten

mit heterogener Landnutzung auf verschiedenen Skalen; Erfassung und modellhafte Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushalts von Landschaften

Prof. Dr. Karl-Heinz Feger ist Leiter des Instituts für Bodenkunde und Standortlehre an der TU Dresden, Fakultät für Umweltwissenschaften

Raphael Benning ist Mitarbeiter im Staatsbetrieb Sachsenforst, im Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Referat Standortserkundung, Bodenmonitoring, Labor

Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation

Winfried Riek, Alexander Russ

Hochschule für Nachhaltige Entwicklung und Landeskompetenzzentrum Forst
Eberswalde

1. Einleitung

Der Begriff der „Bodendegradation“ kann in seiner allgemeinen Form als Verlust von Bodenfruchtbarkeit definiert werden. Für die auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Forstwirtschaft ist der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit fundamental. Im Ökosystem Wald bildet der Boden den zentralen Reaktionsraum vielfältiger biochemischer Prozesse und ist die wichtigste Schnittstelle aller Ökosystemkompartimente. Im Kontext von Produktivität und Stabilität sorgt der Waldboden für die ausgewogene Versorgung der Wirtschaftsbaumarten mit Pflanzennährstoffen, die unmittelbar an die ökologische Funktionsfähigkeit des Bodens als Filter, Puffer und Stofftransformator geknüpft ist.

Die Nutzungsgeschichte der vergangenen Jahrhunderte war der Fruchtbarkeit von Waldböden nicht selten massiv abträglich. Ungeordnete Biomasseentzüge durch Brandrodung, Beweidung, Streuentnahme und Ganzbaumernte zogen mannigfache Devastierungen des Bodenzustands nach sich, wie Humus- und Nährstoffverarmung, Verringerung der Pufferkapazität und damit einhergehende Bodenversauerung, Verminderung der biologischen Aktivität und Strukturverlust sowie Bodenabtrag durch Wind- und Wassererosion. Während die Einführung der Stallfütterung und neuer Haustierrassen im 19. Jahrhundert weitgehend zur Abschaffung der Waldbeweidung führten, blieb die Streunutzung mancherorts noch bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts bestehen.

In den 1960er Jahren galten etwa 800.000 ha Waldböden im Tiefland der ehemaligen DDR aufgrund der historischen Übernutzung als „degradiert“ (Kopp & Brost 1964). Kennzeichnend für diese Böden war ihre auffällige Verarmung an organischer Substanz. Die auf diesen Standorten stockenden Kiefernbestände wiesen Nährstoffmängel insbesondere an Stickstoff und geringe Wachstumsleistungen auf. In den 1970er und 1980er Jahren kam es durch die hohen atmosphärischen

Stoffeinträge aus Emissionen von Industrie, Landwirtschaft, Haushalten und Verkehr erneut zu markanten Veränderungen der Böden. Neben der teils sehr hohen Stickstoffdeposition überlagerten sich regional in verschiedenen Intensitäten Einträge saurer Schwefelverbindungen mit pufferwirksamen basischen Staubeinträgen aus Flugaschen der Braunkohleindustrie. Bis zu Beginn der 1990er Jahre zählten die industriellen Ballungsgebiete Mitteldeutschlands und der Lausitz zu den am stärksten immissionsbelasteten Gebieten Mitteleuropas.

Vor diesem historischen Hintergrund werden im folgenden Beitrag zunächst Kennwerte des aktuellen Bodenzustands auf der Grundlage der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) für das Land Brandenburg vorgestellt. Dann erfolgt mit Blick auf die zu beobachtende Dynamik der bodenchemischen Kennwerte eine grobe Schätzung von „Input-Output-Bilanzen“ zur Kennzeichnung der stofflichen Nachhaltigkeit unterschiedlicher Standortsformen und Intensitäten der Waldbewirtschaftung.

2. Bodenzustandserhebung im Land Brandenburg

Die Bodenzustandserhebung im Wald ist integraler Bestandteil des Forstlichen Umweltmonitoring und eingebunden in bundes- und europaweite Bodenzustandsinventuren. Im Land Brandenburg erfolgte in den Jahren 1992/93 die erste Bodenzustandserhebung auf dem 8x8 km-Grundraster der Waldzustandserhebung (BZE-1). Die Wiederholungsinventur auf diesen Erhebungspunkten wurde in den Jahren 2006 - 2009 durchgeführt (BZE-2). Darüber hinaus erfolgte 2009 - 2011 die Bodenzustandserhebung auf brandenburgischen Flächen der Bundeswaldinventur ebenfalls im 8x8 km-Raster (BZE-2a). Die Gesamtstichprobe der Erhebungsnetze umfasst 322 Punkte. Als gepaarte Stichprobe hinsichtlich der beiden Inventuren BZE-1 und BZE-2 können insgesamt 147 Erhebungspunkte verwertet werden.

Die Waldböden im Untersuchungsraum sind größtenteils stark versauert. Bis in 90 cm Tiefe zeigen die pH(KCl)-Werte eine Überprägung des pleistozänen Ausgangsmaterials durch pedogene Faktoren. Nur im Untergrund (90-140 cm Tiefe) unterscheiden sich die jüngsten eiszeitlichen Sedimente des Pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit durch signifikant höhere pH-Werte (pH 4,9; SD 1,0) von den älteren Substraten aus Weichsel- und Saalekaltzeit (pH 4,2; SD 0,4). Die pH-Werte haben zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) in der Humusaufgabe

und im mineralischen Oberboden bis 30 cm Tiefe signifikant abgenommen, was auf eine allgemeine Entbasung der Böden im Beobachtungszeitraum zurückzuführen ist. Diese spiegelt sich sowohl in reduzierten Basensättigungen aller Tiefenstufen in 0-140 cm Tiefe (Abb.1) als auch in den pflanzenverfügbaren Vorräten an Calcium und Magnesium als Summe von Humusaufgabe und Mineralboden bis 90 cm Tiefe wider (Abb.2). Für das Element Kalium ist keine Abnahme zu verzeichnen. Die Verringerung der Basensättigungsgrade betrifft das gesamte Bodenprofil und insbesondere auch die Unterböden, die sich hinsichtlich der Austauscherbelegung in vielen Fällen kaum noch vom Oberboden unterscheiden. Somit treten zunehmend flache Tiefengradienten der Basensättigung in Erscheinung, was auf insgesamt nur geringe Pufferreserven hinweist.

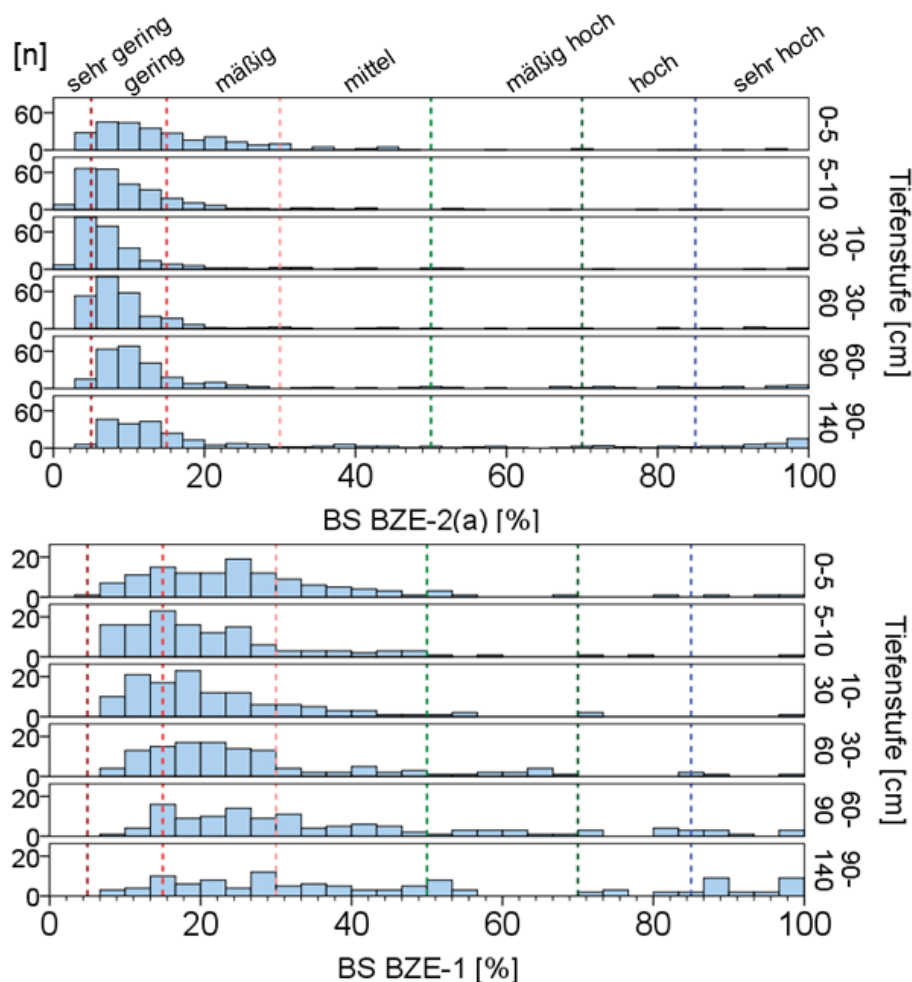


Abb. 1: Histogramme der Basensättigung (BS) in unterschiedlichen Tiefenstufen im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Bewertung nach AK Standortkartierung (2003)

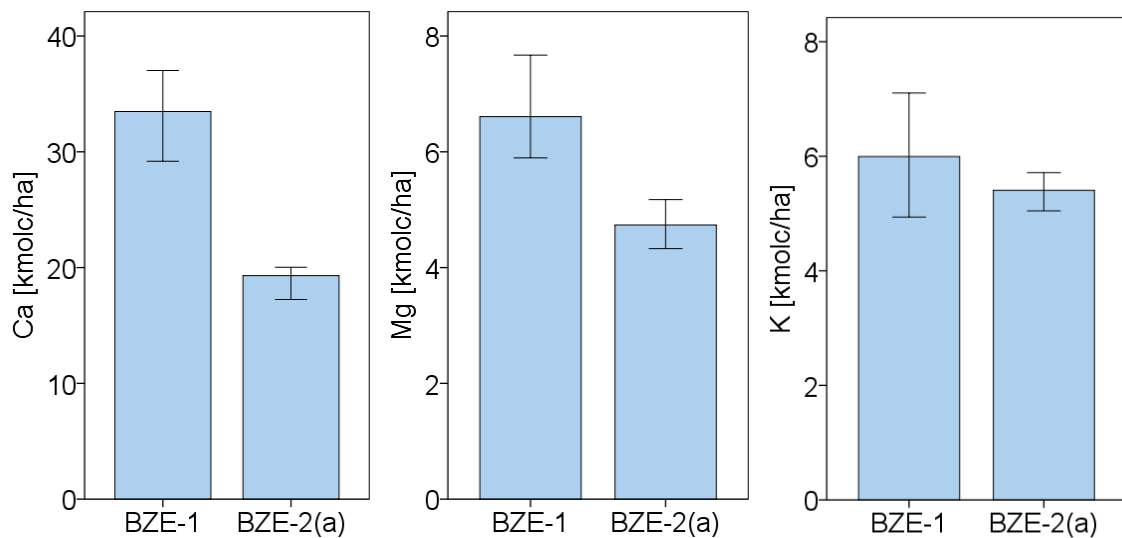


Abb. 2: Mittelfristig pflanzenverfügbare Vorräte an Calcium, Magnesium und Kalium in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Diese Befunde deuten zunächst auf einen scheinbar markanten Fortschritt der Versauerung und damit der Degradation der brandenburgischen Waldböden in dem kurzen Zeitabschnitt von nur 15 Jahren zwischen den beiden Bodeninventuren hin. Für die Beurteilung dieser Bodenversauerung wäre jedoch die Kenntnis eines natürlichen Referenzzustandes nötig. Der Versauerungszustand zur Zeit der BZE-1 lässt sich hierfür sicherlich nicht heranziehen. Vielmehr ist anzunehmen, dass zahlreiche Standorte im Zeitraum vor der Erstinventur durch hohe Staubeinträge aus Flugaschen der Braunkohleverbrennung geprägt waren und die hierdurch künstlich in die Böden eingetragenen Basen nun durch Pufferprozesse, Auswaschung und den Einbau in die Biomasse aufgebraucht wurden (Riek et al 2012, Fröh 2015). Vor allem in den früheren Hauptdepositionsgebieten im südlichen Brandenburg ist daher davon auszugehen, dass die bei der BZE-2(a) konstatierten reduzierten Calcium- und Magnesiumvorräte im Boden einen wahrscheinlich naturnäheren Zustand repräsentieren, als die künstlich erhöhten Werte zur Zeit der BZE-1.

3. Stoffliche Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung

Oberstes Ziel einer weitgehend naturgemäßen Waldbewirtschaftung sollten langfristig ausgeglichene Stoffbilanzen sein. Bei standortsangepasster forstlicher Nutzung ist dieses gegeben. Nicht angepasste Nutzung geht zu Lasten der Bodenfruchtbarkeit und ist mit nachhaltigem Bodenschutz im Wald unvereinbar. Im Land Brandenburg wurden bislang aufgrund der standörtlichen Besonderheiten keine

Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Der Bodendegradation durch atmogene Stoffeinträge soll hier vorrangig im Rahmen von Waldumbauprogrammen durch eine bodenpflegliche Baumartenwahl entgegengewirkt werden.

Aktuell lassen sowohl die im Rahmen der BZE-2(a) ausgewerteten Ernährungsdaten als auch die im Land Brandenburg generell zu verzeichnenden hohen Zuwächse (Noack 2011, 2012; Müller 2015, Schröder 2015) auf eine ausgewogene Versorgungssituation der Hauptbaumarten schließen. Gleichwohl führt das v. a. durch hohe Stickstoffeinträge gesteigerte Wachstum (Riek et al. 2007) dazu, dass auch andere essentielle Nährstoffe in großen Mengen aufgenommen werden. Bei anhaltenden Wachstumssteigerungen und gleichzeitig hoher bzw. infolge zunehmender Holznachfrage potenziell noch gesteigerter Biomasseentnahmen (z.B. durch Vollbaumnutzung) steigt daher mittelfristig das Risiko einer weiter fortschreitenden Nährstoffverarmung der Böden. Vor diesem Hintergrund sind Entscheidungshilfen mit Blick auf Potenziale und Restriktionen der Waldbewirtschaftung standörtlich differenziert für die Gesamtwaldfläche gefordert. Die flächenrepräsentative Datengrundlage der BZE-2(a) ist aufgrund ihres breit ausgerichteten Parameterspektrums aus den Bereichen Standort/Boden, Ernährung und Bestand/Wachstum gut geeignet, verallgemeinerbare Befunde zu generieren, die dann über entsprechende Regionalisierungsansätze vom Punkt in die Fläche übertragen werden können.

4. Ableitung von „Input-Output-Bilanzen“

Waldökosysteme sind offene Systeme. Von einem geschlossenen Stoffkreislauf, im Sinne eines stabilen Fließgleichgewichtes, kann dennoch gesprochen werden, wenn sich die von außen in das System gelangenden Stoffmengen mit den Flüssen aus dem System heraus über einen zu definierenden Zeitraum die Waage halten. Sind die „Input-Output-Bilanzen“ ausgeglichen, kann davon ausgegangen werden, dass die stoffliche Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung erfüllt ist. Um die Bedeutung unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffexport standörtlich abschätzen zu können, ist daher über die reinen Vorratsbetrachtungen hinausgehend die Abschätzung von Stoffflüssen notwendig. Sowohl die Ermittlung von Stoffeinträgen durch Depositionen und Verwitterung als auch von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser und durch die Holzernte sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Exakte Aussagen zu den Teilgrößen der Bilanzen sind für

den einzelnen BZE-Punkt daher nicht möglich. Gleichwohl lassen sich aus der aggregierten Darstellung der Schätzgrößen mit Blick auf stratenbezogene Mittelwertunterschiede Hinweise auf die stoffliche Nachhaltigkeit bestimmter Nutzungsszenarien ableiten.

Die Schätzung der benötigten Stoffflüsse erfolgt nach den bei Riek & Russ (2015) beschriebenen Ansätzen. Die Grundlage für die Schätzung der Deposition bilden die mittleren Elementeinträge von acht Intensivmessflächen des Level II-Programms seit dem Jahr 1997. Kronenraumprozesse wurden durch Korrekturfaktoren zur Anreicherung des Bestandes gegenüber dem Freilandniederschlag auf der Grundlage von Riek et al. (2006) berücksichtigt. Die regionale Anpassung an die BZE-Punkte erfolgte über langjährige mittlere Jahresniederschläge, die aus Daten des Deutschen Wetterdienstes für alle BZE-Punkte interpoliert vorliegen.

Die Grundlage für die Schätzung der Verwitterung bilden exemplarische Modellierungen mit dem geochemischen Modell *PROFILE* von Bolte & Wolff (2001) für Sand- und Lehmsubstrate. Die Übertragung auf die gesamte BZE-Stichprobe erfolgte in Anlehnung an Von Wilpert et al. (2011) durch lineare Interpolation zwischen den minimal (Flugsand: 0.25 kmol_e/ha/a) und maximal (Geschiebelehm: 2.5 kmol_e/ha/a) zu erwartenden Verwitterungsraten anhand des austauschbaren Vorrats basischer Kationen im Unterboden. Die Aufteilung der Gesamtverwitterungsrate auf die einzelnen Elemente wurde anhand der entsprechenden Elementrelationen der Gesamtgehalte im Flusssäureaufschluss vorgenommen. Zur Plausibilitätsprüfung wurden an 20 ausgewählten BZE-Punkten, für die Tonmineralanalysen der Bodenhorizonte vorlagen, *PROFILE*-Modellierungen durchgeführt.

Unter Berücksichtigung der Beziehung zwischen austauschbaren Konzentrationen der Bodenfestphase und Bodenlösungskonzentrationen, die aus Messdaten des Level II-Programms abgeleitet wurden, erfolgte die Schätzung der Elementkonzentrationen im Sickerwasser. Dieser vereinfachte Ansatz erlaubt v. a. eine Differenzierung der Lösungskonzentrationen zwischen der Mehrheit der basenarmen (Sand-)Böden und den basenreichen sowie ggf. carbonathaltigen bindigeren Böden. Die Rolle der mobilen Anionen insbesondere aus dem Vorrat früherer Sulfatdepositionen wird bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt. Für die Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Austragsraten wurden die Lösungskonzentrationen mit Sickerwasserraten multipliziert, die mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells TUB-BGR (Wessolek et al. 2008, Wessolek et al. 2009) für

alle BZE-Punkte aus regionalisierten langjährigen Klimadaten und bodenphysikalischen Daten der BZE ermittelt wurden.

Die Ableitung von durchschnittlichen jährlichen Stoffentzügen erfolgte anhand der aktuellen Bonität der Bestände mittels einschlägiger Ertragstabeln für 5-jährige Durchforstungsintervalle sowie Regressionsgleichungen für die Berechnung der Elementgehalte der einzelnen Baumkompartimente aus Höhe und Durchmesser (vgl. Riek & Russ 2015).

Es wurde zwischen drei Nutzungsintensitäten unterschieden:

- **Szenario 1 (geringe Nutzungsintensität \approx „Derbholz ohne Rinde“):**

Ausschließliche Nutzung des entrindeten Schaftholzes bei Nadelholz (bei Laubholz: Schaftholz mit Rinde), Holznutzung ab 15 m Bestandeshöhe, teilweiser Verzicht auf Nutzung von Bäumen im Endbestand (5 Bäume / ha).

- **Szenario 2 (mittlere Nutzungsintensität \approx „Derbholz mit Rinde“):**

Nutzung des Schaftholzes mit Rinde, Holznutzung ab 12 m Bestandeshöhe.

- **Szenario 3 (hohe Nutzungsintensität \approx „Vollbaumnutzung“):**

Nutzung des gesamten Ast- und Schaftholzes (einschließlich der Zweige) mit Rinde, Export aller nach Ertragstafel vorgesehenen Nutzungen.

Für das brandenburgische BZE-Kollektiv zeigt Abb.3 die Kenngrößen des Nährstoffhaushalts für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium. Dargestellt sind jeweils die Mediane und Spannen zwischen dem 25- bis 75-Perzentil, d.h. der Bereich um den Zentralwert, innerhalb dessen sich die Hälfte der flächenrepräsentativen Stichprobe befindet. Alle Flussraten sind auf einen Zeitraum von 100 Jahren hochgerechnet, um eine bessere Vergleichbarkeit mit den Bodenvorräten zu erreichen. Die Stratifizierung erfolgt nach den genannten drei Nutzungsszenarien und nach der Stammnährkraftstufe (arm, ziemlich arm, mäßig nährstoffhaltig, kräftig und reich) des nordostdeutschen Standorterkundungsverfahrens (SEA95), die sich im Wesentlichen aus Substrateigenschaften ableitet (Schulze 1996).

Zu beachten ist, dass es sich bei den in Abb.3 dargestellten Werten um die Extrapolation einer Momentaufnahme des aktuellen Zustandes handelt. Tatsächlich

sind die geschätzten Flussgrößen in ihrem zeitlichen Verlauf jedoch nie als konstant zu betrachten und zudem voneinander abhängig. So würden sich bei Verarmung des Systems alle Einzelkomponenten verändern: die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser würde abnehmen infolge geringerer Lösungskonzentrationen, der Nährstoffexport mit der Biomasse würde sich reduzieren durch abnehmende Nährstoffeinbindung in die Dendromasse sowie geringere Zuwächse, usw.. In der Folge dieser ökosysteminternen Prozesse stellen sich permanent neue Fließgleichgewichte zwischen den Haushaltsgrößen ein, sodass die Summe der dargestellten Flüsse systembedingt stets gegen null strebt. Die anhand der aktuellen Eingangsdaten berechneten „Input-Output-Bilanzen“ geben dennoch einen Eindruck davon, bei welchen Elementen und auf welchen Standortstypen unter den gegenwärtigen, durch die BZE-Stichprobe wiedergegebenen Bestockungsverhältnissen, mit An- bzw. Abreicherungen von Nährstoffen im Boden zu rechnen ist. Durch die Möglichkeit, den Nährstoffentzug für unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten szenarisch zu berechnen, spiegeln die Werte insbesondere auch den Einfluss der Nutzungsintensität auf den Stoffhaushalt wider und eignen sich für praktische Folgerungen.

Zusammenfassend zeigt sich anhand von Abb.3, dass bei Calcium hohe atmogene Einträge auf den ärmeren Böden sowie zusätzlich hohe Verwitterungsraten auf den besseren, insbesondere carbonathaltigen Standorten einer Systemverarmung entgegen wirken. Bei Kalium sind es vor allem die hohen Verwitterungsraten, durch die Verluste problemlos ausgeglichen werden können. Bei Magnesium hingegen ist die Verwitterung von geringerer Bedeutung bzw. trägt lediglich auf besseren Standorten maßgeblich zur Kompensation von Stoffausträgen bei. Dieses ist ab der Stammnährkraftstufe K der Fall. Insgesamt stellen sich die „Input-Output-Bilanzen“ für Magnesium vergleichsweise am kritischsten dar, wenngleich sich bei allen Elementen und Standortstypen ohne Berücksichtigung von Ernteverlusten rechnerisch positive Salden zwischen den Einträgen und den Austragsraten ergeben.

Bezieht man die Nährstoffverluste durch Holzernte szenarisch in die Bilanzierung mit ein, so werden für Kalium auch bei größter Nutzungsintensität (Szenario 3) immer noch deutlich positive Salden errechnet. Für das Element Calcium sind die mittleren Salden sowohl für Nutzungsszenario 1 („Derbholz ohne Rinde“) als auch Szenario 2 („Derbholz mit Rinde“) über alle Stammnährkraftstufen hinweg deutlich positiv. Nur für Szenario 3 („Vollbaumnutzung“) kommt es zu teils negativen Salden der Calciumbilanz. Diese können auf allen Standortstypen außer auf Standorten der

Stammnährkraftstufe R auftreten. Für das Element Magnesium sind negative Salden bei K- und R-Standorten für alle drei Nutzungsszenarien unwahrscheinlich. Auf A-, Z- und M-Standorten hingegen wächst die Wahrscheinlichkeit negativer Salden mit zunehmender Nutzungsintensität. Für Szenario 1 liegen die Salden der mittleren Ein- und Austräge bei den genannten Nährkraftstufen nur knapp unter 0; für Szenario 3 errechnet sich hingegen ein Wert von -50 kg/ha/100a . Demgegenüber liegen die durchschnittlichen Mineralbodenvorräte der Stammnährkraftstufen A, Z und M lediglich bei 20 kg/ha bis 24 kg/ha .

Aus diesen überschlägigen Bilanzierungen von mittleren aktuellen Stoffeinträgen und szenarischen Austragsmengen und unter Berücksichtigung der Angaben zur Variabilität dieser Werte, lässt sich erkennen, dass bei Extrapolation der gegenwärtigen Rahmenbedingungen in die Zukunft Versorgungsengpässe bei Magnesium zunehmend wahrscheinlicher werden. Dies bedeutet, dass hier die aktuellen Zustände am wenigsten stabil sind und ökosysteminterne Effekte der Selbstregulation Veränderungen der Systemkenngrößen bewirken werden, die zu neuen Fließgleichgewichtszuständen führen. Diese Dynamik erklärt die im Rahmen des Vergleichs von BZE-1 und BZE-2(a) in Abschnitt 2 dargelegten Bodenzustandsveränderungen. In Folge der Systemverarmung ist, aufgrund geringer werdender Lösungskonzentrationen mit sich reduzierenden Auswaschungsverlusten über den Sickerwasserstrom zu rechnen. Diese Dynamik belegen exemplarische Zeitreihen der Bodenlösungsschemie der ehemals aufgebasten Level II-Untersuchungsfläche „Neusorgefeld“ im Zeitraum 2000 – 2014 (Früh et al. 2015). Auch die aktuell teils sehr hohen Wachstumsleistungen selbst auf natürlicherweise ärmeren Standorten, die mit Stickstoff- und vor allem im südlichen Brandenburg mit atmogenen Baseneinträgen ursächlich zusammenhängen, dürften sich hier als Anpassungsreaktion an sich verringernde Nährstoffverfügbarkeiten zukünftig reduzieren. Dieser Prozess wird darüber hinaus durch schlechtere Nährstoffverfügbarkeiten bei infolge des regionalen Klimawandels häufigerer sommerlicher Bodenaustrocknung begünstigt.

Anhaltende Stickstoffeinträge sowie weiterhin hohe Zuwächse und entsprechende Nährstoffentnahmen bei möglicherweise noch intensiverer Holzernte würden indes mittelfristig zu Nährstoffungleichgewichten bei der Baumernährung führen und könnten die weitere Bodendegradation durch Entbasung und Versauerung forcieren.



Abb. 3: Median, 25- und 75-Perzentil von Ca²⁺-, Mg²⁺- und K⁺-Flüssen sowie Mineralbodenvorrat (0-90 cm Tiefe) von Standorten der Stammnährkraftsstufen A = arm, Z = ziemlich arm, M = mäßig nährstoffhaltig, K = kräftig, R = reich (Angaben in kg/ha/100a bzw. kg/ha)

5. Nachhaltigkeitsindex

Bei der Anwendung von Nährstoffbilanzen zur Abschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit, wie sie in der aktuellen Literatur mehrfach beschrieben wird (vgl. Greve et al. 2014, Hagemann et al. 2008, Klinck et al. 2011, Lemm et al. 2010,

Meiwes et al. 2008, Pretzsch et al. 2014, Von Wilpert et al. 2011, Weis et al. 2009), muss auf generelle Schwierigkeiten des Verfahrens verwiesen werden. Nach Klaminder et al. (2011) sind insbesondere die Unsicherheiten der mit verschiedenen Modellen ermittelten Verwitterungsraten in Relation zum Niveau der Stoffentzüge bei unterschiedlicher Nutzungsintensität zu hoch, um anhand von Stoffbilanzen maximal mögliche Erntemengen abzuleiten. Auf die vielfältigen Schwierigkeiten bei der Schätzung und Regionalisierung der Deposition und Sickerwasserausträge verweisen auch Pretzsch et al. (2013). Gleichwohl kommen die Autoren zu dem Schluss, dass der aktuelle Kenntnisstand und die derzeitige Datenlage schon jetzt ausreichen, um Empfehlungen für die forstliche Praxis erstellen zu können.

Im vorliegenden Beitrag wird ein Nachhaltigkeitsindex für unterschiedliche Nutzungsvarianten wie folgt berechnet (vgl. Riek & Russ 2015):

$$\text{Index} = \text{Bodenvorrat} / [(\text{Deposition}_{\text{Jahr}} + \text{Verwitterung}_{\text{Jahr}}) - (\text{Sickerung}_{\text{Jahr}} + \text{Ernteentzug}_{\text{Jahr}})].$$

Dieser Wert steht für den Zeitraum bis zur (theoretisch!) vollständigen Ausschöpfung des Nährstoffvorrats im Boden. Tatsächlich wird die vollständige Entbasung des Bodens nie eintreten, sondern eine Verschiebung der Fließgleichgewichte hin zu ggf. reduzierten Bodenvorräten stattfinden (vgl. Abschnitt 4).

Der beschriebene Index lässt sich zur Regionalisierung von Nutzungspotenzialen und –risiken verwenden: für jeden BZE-Punkt und jedes der in Abschnitt 4 definierten Nutzungsszenarien wurde zunächst geprüft, ob die jeweiligen Bilanzen der Elemente Calcium, Magnesium (und Kalium) positiv sind. In einem weiteren Schritt wurde für den Fall eines negativen Saldo ermittelt, ob dieser langfristig (=150 Jahre) durch den aktuell im Waldboden verfügbaren Nährstoffvorrat ausgeglichen werden kann. Somit wurde für die Erstellung einer „Ampelkarte der stofflichen Nachhaltigkeit“ zwischen drei Kategorien unterschieden.

- Gruppe 1: Für alle Nährelemente besteht eine positive Bilanz. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist langfristig gesichert (blau in Abb.4 und Abb.5).
- Gruppe 2: Für mindestens eines der betrachteten Nährelemente ist die Bilanz negativ, die Versorgung ist dennoch durch die austauschbare Nährstoffreserve >150 Jahre gewährleistet. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist bedingt gesichert (grün in Abb.4 und Abb.5).

- Gruppe 3: Die austauschbare Nährstoffreserve ist in <150 Jahren erschöpft. Die Nachhaltigkeit ist nicht gesichert (rot in Abb.4 und Abb.5).

Die Regionalisierung der drei Gruppen erfolgte anhand der brandenburgweit für die Waldfläche verfügbaren „Fünftelnährkraftstufen“ nach Riek & Russ (2015). Die Häufigkeitsverteilung der drei Nachhaltigkeitsgruppen zeigt Abb.4 für die Nutzungsszenarien „Derbholz ohne Rinde“, „Derbholz mit Rinde“ und „Vollbaumnutzung“. Die aus der Regionalisierung resultierenden „Ampelkarten“ sind in Abb.5 dargestellt.

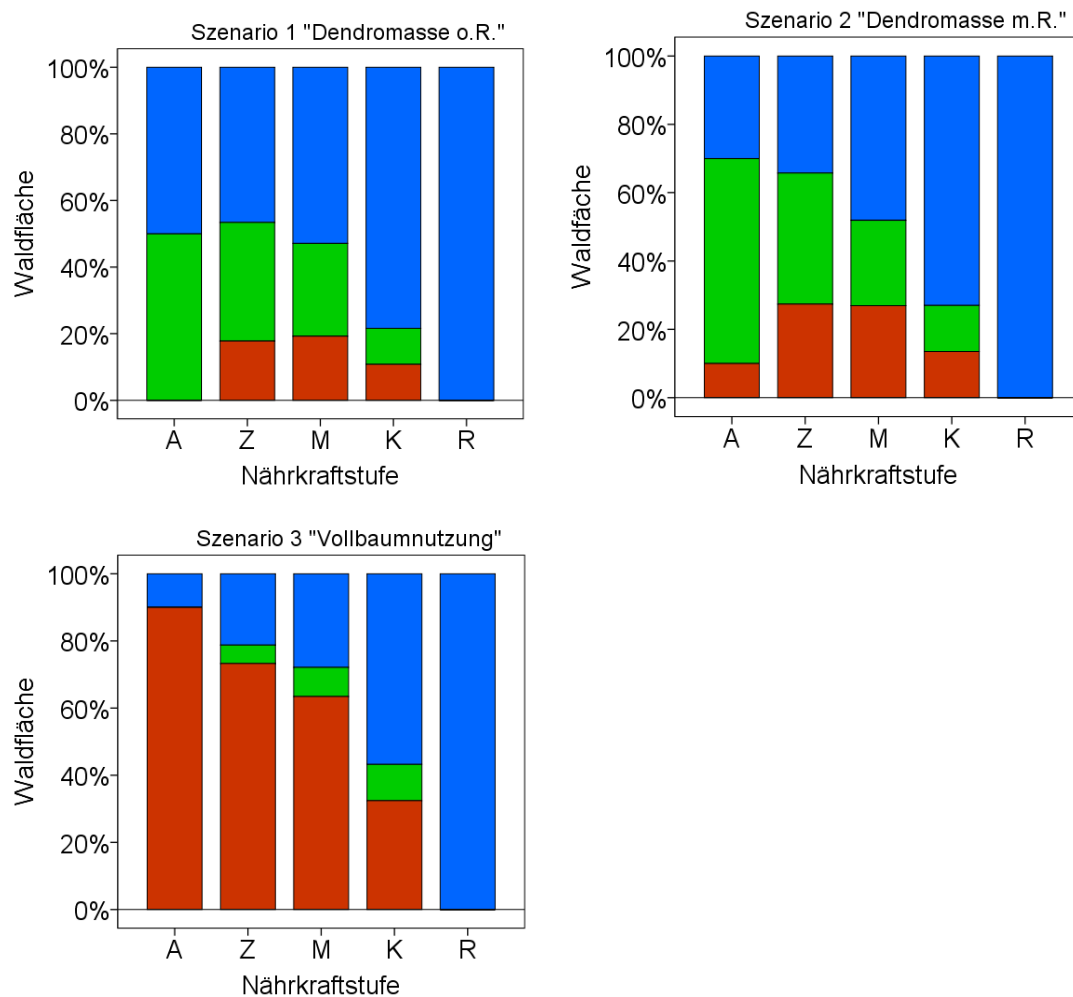
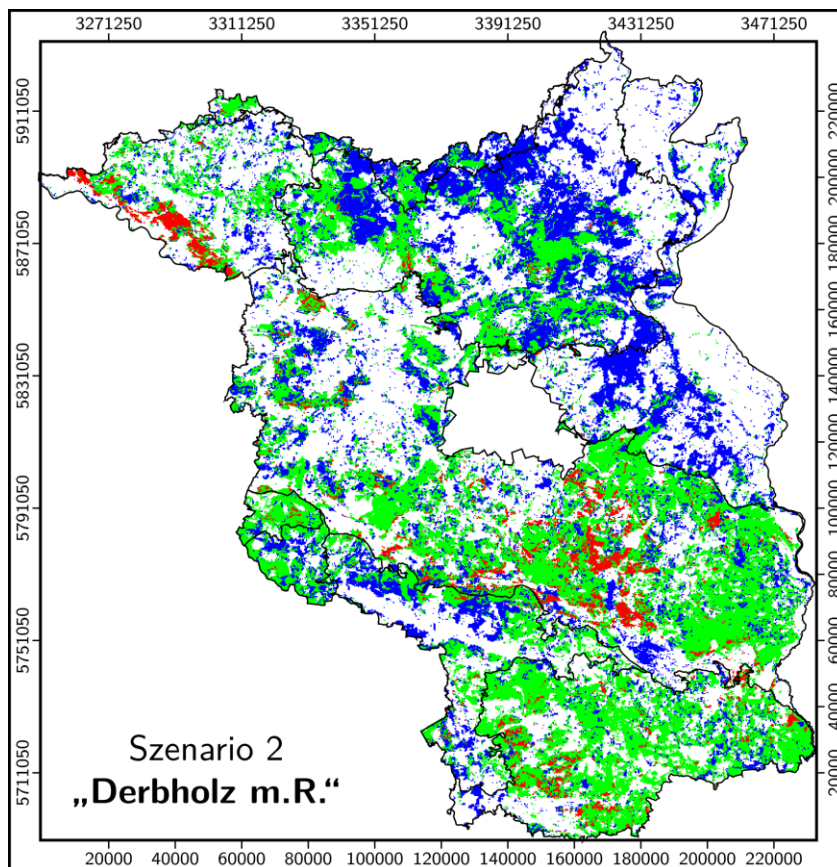
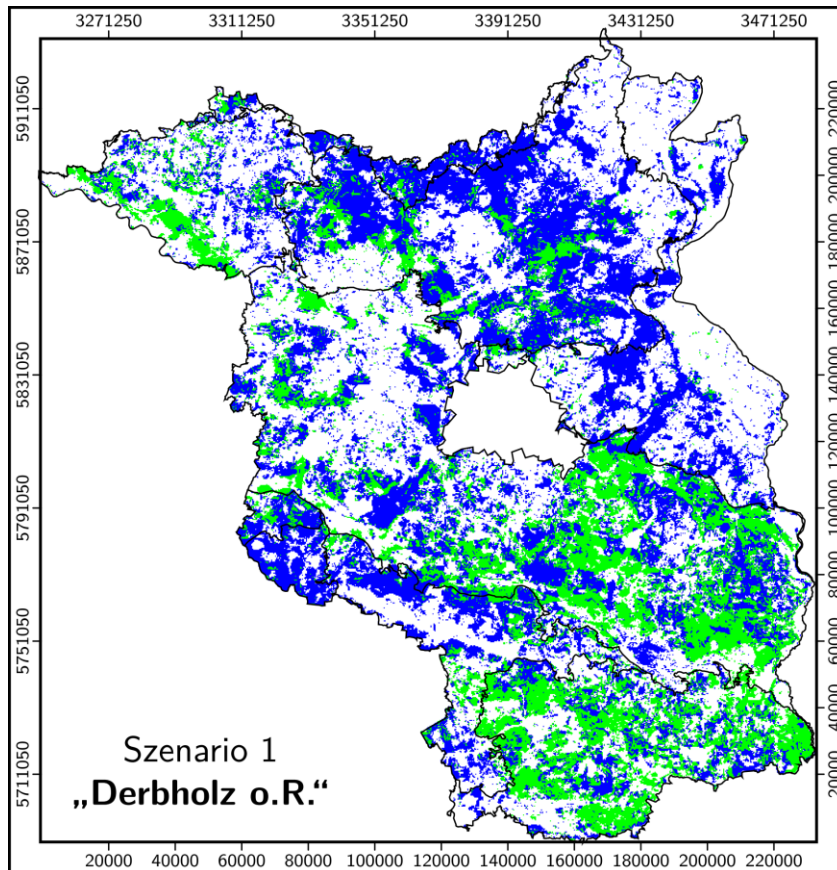


Abb. 4: Anteile der Nachhaltigkeitsgruppen (Gruppe 1 = blau, Gruppe 2 = grün, Gruppe 3 = rot; vgl. Fließtext) an der Gesamtwaldfläche; berechnet anhand von „Fünftelnährkraftstufen“>Anteile



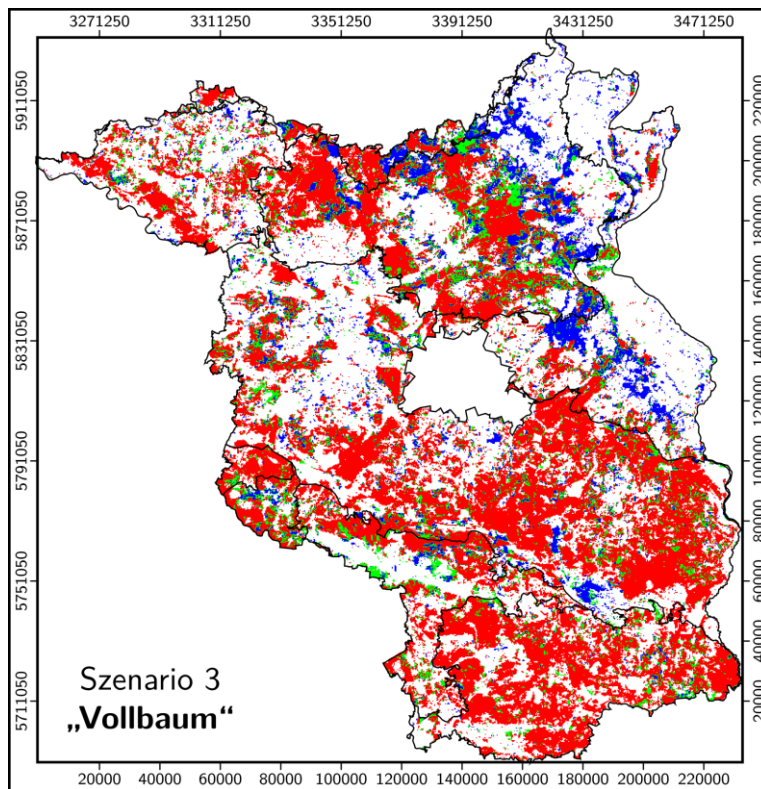


Abb. 5: Karten der regionalisierten Nachhaltigkeitsgruppen ((Gruppe 1 = blau, Gruppe 2 = grün, Gruppe 3 = rot; vgl. Fließtext) für drei Nutzungsszenarien für die Gesamtwaldfläche Brandenburg; berechnet anhand von „Fünftelnährkraftstufen“

6. Folgerungen

Trotz ihrer im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen größeren Naturnähe wurden in der Vergangenheit bereits viele Waldböden durch menschliche Einwirkungen überprägt und teilweise in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit dauerhaft beeinträchtigt. Zur Verringerung von Gefährdungspotentialen sind ein nachhaltiges Waldbodenmanagement und dessen Verankerung in der forstlichen Planung und Bewirtschaftungspraxis unabdingbar. Das forstliche Umweltmonitoring hilft dabei, mögliche Risiken frühzeitig zu erkennen und diese regionalspezifisch zu quantifizieren. Hierbei sind szenarische „Input-Output-Bilanzen“ ein adäquates Mittel, um im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes regionalspezifisch Empfehlungen zur ressourcenschonenden Nutzung zu generieren. Mögliche waldbauliche Maßnahmen zum Ausgleich von negativen Salden sind zum einen die Extensivierung der forstliche Nutzung (Belassen von Ernterückständen in der Fläche) und zum anderen die Nährstoffrückführung z.B. durch Applikation von Holzasche oder gezielte Mineraldüngung. Die Rückführung reiner Mineralstoffe führt jedoch nicht unmittelbar zum Aufbau von Humus und in den im Untersuchungsraum vorherrschenden reinen Sandböden unterliegen die applizierten Stoffe verstärkt der Auswaschungsgefahr. An

erster Stelle gilt es daher, zur Verhinderung von Bodendegradation, ein vernünftiges Maß der forstlichen Nutzung einzuhalten, das sich im Wesentlichen am aktuellen Bodenzustand orientieren sollte.

Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München, 352 S.
- BOLTE, A., WOLFF, B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens - Teil I: Waldökosysteme. Umweltbundesamt.
- FRÜH, L., RIEK, W., HANNEMANN, J., KALLWEIT, R. (2015): Kennwerte der Bodenlösung auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen: Gibt es Hinweise für langfristige Veränderungen? In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg - Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 102. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- GREVE, M., BLOCK, J., SCHÜLER, G. (2014): Langzeit-Nährstoffbilanzen als Instrument für die Steuerung von Bodenschutzmaßnahmen. In: FowiTa - Forstwissenschaftliche Tagung 2014. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung. Tagungsband. Tharandt, S. 115.
- HAGEMANN, H., BILKE, G., MURACH, D., SCHULTE, A. (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol. 42 (1): 16–25.
- KLAMINDER, J., LUCAS, R.W., FUTTER, M.N., BISHOP, K.H., KOHLER, S.J., EGNELL, G., LAUDON, H. (2011): Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? For. Ecol. Manage. 261 (1): 1–9. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.040>.
- KLINCK, U., MEESENBURG, H., SCHELER, B., FLECK, S., WAGNER, M., AHREND, B., MEIWES, K. (2011): Nährstoffbilanzen für Buchen-, Eichen-, Fichten- und Kiefernbestände bei verschiedenen Nutzungsintensitäten. In: Jahrestagung der DBG: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen. Berichte der DBG, Berlin. URL <http://eprints.dbges.de/593/>.
- KOPP, D., BROST, E. (1964): Standörtliche Grundlagen für die Planung der Baumartenwahl, Melioration und Düngung und des Waldfeldbaus im nordostdeutschen Tiefland. Tag.-Ber. Dt. Akad. Landwirtsch. 66: 117–122.

- LEMM, R., OLIVER, T., URS, H., HÄSSIG, J., BÜRGI, A., ZIMMERMANN, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161 (10): 401–412. URL <http://dx.doi.org/10.3188/szf.2010.0401>.
- MEIWES, K.J., ASCHE, N., BLOCK, J., KALLWEIT, R., KÖLLING, C., RABEN, G., VON WILPERT, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ-Der Wald 63: 598 – 603.
- MÜLLER, J. (2015): Wohin wächst der Wald? Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur für die Region Brandenburg und Berlin. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg - Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 25–30. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- NOACK, M. (2011): Waldbau ökologisch – Die Bewirtschaftung der Traubeneiche auf Basis ökologischer Wachstumsmodelle. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 6. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 47. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 50–59. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- NOACK, M. (2012): Der langfristige Durchforstungsversuch „PEITZ 150“: Forschungsbeitrag zum Wachstum der Gemeinen Kiefer auf nährstoffschwachen Böden im Land Brandenburg unter dem Einfluss von Standortswandel und Durchforstung. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 7. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 56–72. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- PRETZSCH, H., BLOCK, J., BÖTTCHER, M., DIELER, J., GAUER, J., GÖTTLEIN, A., MOSHAMMER, R., SCHUCK, J., WEIS, W., WUNN, U. (2013): Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte - Teil 1: Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 204 S. URL <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/Projekte/DBU-2013.pdf>.
- PRETZSCH, H., BLOCK, J., DIELER, J., GAUER, J., GÖTTLEIN, A., MOSHAMMER, R., SCHUCK, J., WEIS, W., WUNN, U. (2014): Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 185 (11/12): 261–285.
- RIEK, W., RUSS, A. (2015): Nachhaltige Waldbewirtschaftung durch geschlossene Stoffkreisläufe - Brandenburgs Waldstandorte im Spiegel der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 10.

- Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg - Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 31–39. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- RIEK, W., KALLWEIT, R., EINERT, P., STROHBACH, B. (2006): Wasser - und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg. Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol. 40 (4): 145–157.
- RIEK, W., STROHBACH, B., KALLWEIT, R. (2007): Bodenzustand und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen in Brandenburg. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 32. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, S. 54–63. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.
- RIEK, W., RUSS, A., MARTIN, J. (2012): Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. Folia Forestalia Polonica 54 (3): 187–195.
- SCHRÖDER, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 34. Ulmer, Stuttgart, 269 S.
- SCHULZE, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland - (Standorterkundungsanleitung) SEA 95, Bd. A - Standortsform. Schwerin, 298 S.
- VONWILPERT, K., BÖSCH, B., BASTIAN, P., ZIRLEWAGEN, D., HEPPERLE, F., HOLZMANN, S., PUHLMANN, H., SCHÄFFER, J., KÄNDLER, G., SAUTER, U.H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 87. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 155 S.
- WEIS, W., DIETZ, E., GÖTTLEIN, A., HÄUBLER, W., KÖLLING, C., MELLERT, K.H., ROTHE, A., RÜCKER, G., SEIFERT, T. (2009): Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W., TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. J. Hydrol. **356** (1-2): 17 – 27. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.007>.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W.H., TRINKS, S. (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren. In:

Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 66–80.

Zur Person:

Prof. Dr.-Ing. Winfried Riek

Winfried Riek leitet als Professor das Fachgebiet "Bodenkunde, Waldernährung und Standortkunde" im Fachbereich "Wald und Umwelt" der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE). Gleichzeitig ist er als Wissenschaftlicher Leiter im Fachverfahren "Forstliche Umweltkontrolle" am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) tätig. Seine aktuellen Arbeitsthemen sind: Bodenwasserhaushalt und Klimaanpassung der Wälder, Waldbodenzustand und -dynamik, Waldernährung und stoffliche Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung. Winfried Riek ist verantwortlich für die Durchführung und Auswertung der zweiten Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) im Land Brandenburg.



Dr. Alexander Russ

Alexander Russ arbeitet als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) und Sachbearbeiter am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE). Dort beschäftigt er sich mit der Regionalisierung von Boden- und Wasserhaushaltskennwerten sowie Auswertungen zum Wasser- und Stoffhaushalt von forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (Level II). Des Weiteren wirkt er an Auswertungen zur Bodenzustandserhebung im Wald im Land Brandenburg mit.



Schutz der Boden-Biodiversität – Auswirkungen des Einsatzes von Holzerntemaschinen auf das Bodenmikrobiom

Beat Frey

Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf (Schweiz)

1. Bodenmikroorganismen als Zeiger von Bodenbelastungen

Weil die Bodenmikroorganismen wenig mobil sind, bilden ihre Gemeinschaftsstrukturen die lokalen Lebensbedingungen sehr gut ab. Bodenmikroorganismen gelten daher als exzellente Frühwarnsysteme bei Störungen und reagieren auf menschliche Tätigkeiten mit Veränderungen ihrer Vielfalt. Gefahren drohen den Böden von verschiedener Seite. Die grössten Risikofaktoren für Böden sind physikalische Veränderungen wie Erosion, Humus-Verlust und Verdichtung sowie chemische Veränderungen durch externe Einträge von Schadstoffen, Pflanzenschutzmitteln und Düngern. Veränderungen dieser Vielfalt durch menschliche Aktivitäten können folgenreiche Konsequenzen für die Bodenfruchtbarkeit und den damit verbundenen Ökosystemfunktionen nach sich ziehen. In der Schweiz bezweckt die Verordnung über Belastungen des Bodens VBBo (Schweizerische Eidgenossenschaft 2008) die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Dabei gilt ein Boden als fruchtbar, wenn er eine für seinen Standort typische artenreiche, biologisch aktive Lebensgemeinschaft und typische Bodenstruktur sowie eine ungestörte Abbaufähigkeit aufweist. Die Bodenlebewesen als schützenswerte Lebensgemeinschaft, als Strukturbildner und Garanten für die ungestörte Funktionalität der Böden stehen somit im Zentrum des Bodenschutzes. Die Untersuchung der hoch diversen mikrobiellen Lebensgemeinschaften ist jedoch nicht einfach. Vielfach scheitern solche Unterfangen an der immensen Komplexität und/ oder an methodischen Schwierigkeiten das Bodenmikrobiom zu erfassen.

2. Das Bodenmikrobiom

Das Bodenmikrobiom (= die Gesamtheit aller im Boden vorkommenden Mikroorganismen) ist höchst komplex und übertrifft die Diversität von Pflanzen und Tieren bei weitem. Pilze, Bakterien und Archaea sind zahlenmässig die wichtigsten

Organismen im Mikrobiom des Bodens und spielen eine zentrale Rolle beim Ab- und Umbau von organischen Substanzen. Es wird geschätzt, dass in einem Gramm Boden zwischen 2'000 und 18'000 bakterielle Arten und bis zu 10 Milliarden bakterielle Zellen leben (Roesch et al. 2007). Lange Zeit haben technische Limitierungen es nicht erlaubt, diese komplexen mikrobiellen Lebensgemeinschaften adäquat zu untersuchen. Kultivierung von Mikroorganismen scheint keine praktikable Methode zu sein, wissen wir doch heute, dass nur etwa 1% der Mikroorganismen unter Laborbedingungen tatsächlich kultivierbar sind (Rappe und Giovannoni 2003). Die Entwicklung genetischer Methoden haben unser Verständnis vom mikrobiellen Leben revolutioniert und uns Zugang zu nicht-kultivierbaren Organismen ermöglicht (Pace 2009).

Mit Hilfe von aus Umweltproben extrahiertem Erbgut (DNA), ist es möglich, die Zusammensetzung mikrobieller Lebensgemeinschaften zu charakterisieren. Dieser Ansatz umgeht den Schritt der Kultivierung und ermöglicht ein tieferes Verständnis der Diversität, Struktur und Funktion von mikrobiellen Gemeinschaften. Dazu werden oft ribosomale Gene analysiert, welche bei der Bildung von Eiweissen eine wichtige Rolle spielen und allem zellulären Leben zu Grunde liegen und darum ausgezeichnete molekulare Marker sind, um Verwandtschaftsbeziehungen zwischen verschiedenen Arten und Artgruppen zu charakterisieren. In den letzten Jahren sind enorme Fortschritte auf dem Gebiet der DNA-Sequenzierung, das heisst der Entschlüsselung des Erbguts, gemacht worden. Die Entwicklung sogenannter «*Next-Generation Sequencing*» (kurz NGS)-Technologien ermöglichen es zum ersten Mal, die hoch diversen mikrobiellen Gemeinschaften mit einer adäquaten Auflösung zu erfassen. Die Analyse charakteristischer DNA-Abschnitte (Dekodierung oder Sequenzierung), ermöglicht phylogenetische Rückschlüsse über deren Träger. Im Anbetracht der Entwicklung von NGS-Technologien, wie zum Beispiel 454-Pyrosequenzierung sind wir erst am Anfang einer dramatischen Veränderung unseres Wissens über das mikrobielle Leben im Boden (Margulies et al. 2005; Hartmann et al. 2014; Rime et al. 2015). Aufgrund der aus Boden extrahierten DNA und deren Sequenzierung können wir heute die Wirkungen von menschlichen Aktivitäten auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden eindeutig nachweisen (Hartmann et al. 2014; Hartmann et al. 2015; Rime et al. 2015). Im Folgenden soll dieser Ansatz, wie er in der Forschungsgruppe

«Rhizosphären-Prozesse» an der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL eingesetzt wird, an einem Beispiel verdeutlicht werden.

3. Bodenverdichtung im Wald

Eine effiziente Holzernte führt unweigerlich zu befahrenen Waldböden. Oft wird dabei der Boden tiefgreifend und lang anhaltend verändert, die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt. Damit steigt das Risiko von Bodenschäden, insbesondere einer Bodenverdichtung. Das Umweltschutzgesetz in der Schweiz verlangt, dass die Bodenfruchtbarkeit langfristig erhalten bleiben muss, auch auf den Produktionsflächen im Wald. Jeder Boden muss genügend durchlüftete Hohlräume enthalten, damit Mikroorganismen, Regenwürmer und andere Bodenlebewesen wirken können, damit Wasser versickern und Humus abgebaut werden kann, damit der Stoffkreislauf in Takt bleibt. Das Baumwachstum und die Naturverjüngung dürfen nicht gemindert werden. In der Schweiz wird an der gesetzlichen Festlegung von Richt- und Prüfwerten für bodenphysikalische Parameter in Waldböden gearbeitet; die dafür nötigen wissenschaftlichen Grundlagen fehlen allerdings noch weitgehend.

Seit 2006 bearbeitet die Forschungseinheit Waldböden und Biogeochemie der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL das Projekt “Physikalischer Bodenschutz im Wald” (Lüscher et al. 2009b). Dieses langjährige Projekt hat zum Ziel, den Einfluss von Bodenverdichtung auf verschiedene Bodenparameter zu untersuchen und Schwellenwerte zu definieren (Abb 1), unterhalb derer sich ein Waldboden noch regenerieren kann und keine dauerhaften Bodenschäden entstehen (Kremer et al., 2009). Für die Umsetzung des physikalischen Bodenschutzes wäre es vorteilhaft, verbindliche, nachvollziehbare ökologische Vorgaben, sogenannte Interventionswerte zu erhalten. In dieser Studie sind wir der Frage nachgegangen, wie sich Waldböden und das Bodenmikrobiom unter einer mechanischen Belastung nach Befahren von schweren Holzerntemaschinen verändern. Eine Schlüsselfrage war, ab welcher Belastung der Boden dauerhaft geschädigt ist.

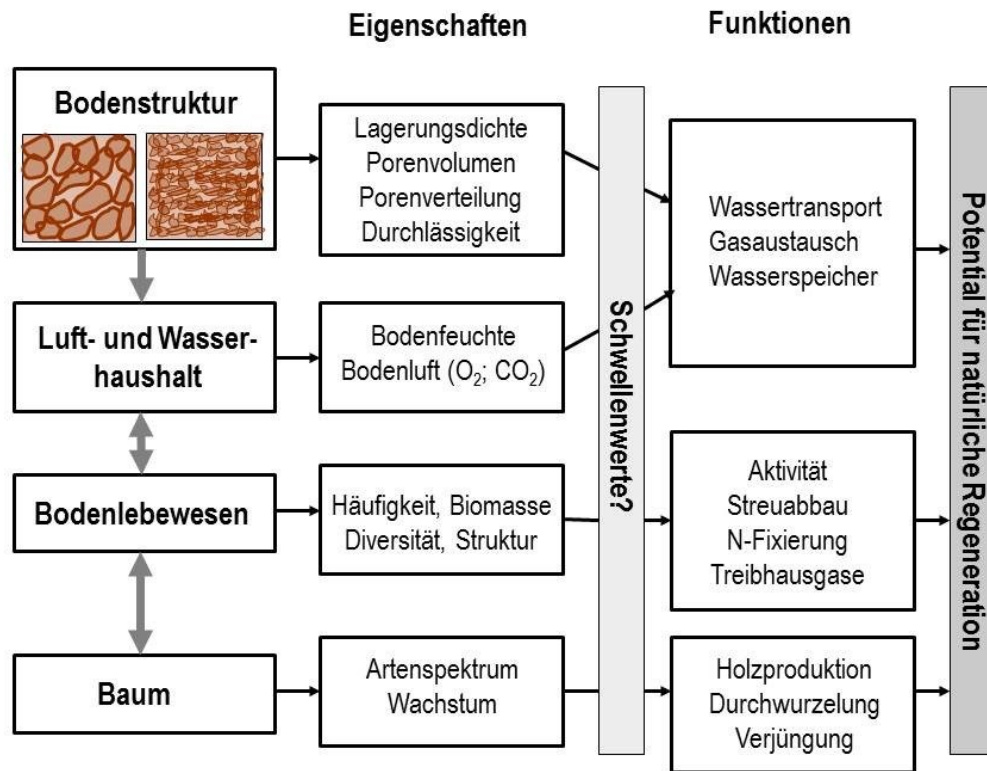


Abb. 1: Zusammenhang zwischen standorttypischen Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen und deren Beeinflussung durch mechanische Bodenbelastungen durch schwere Erntemaschinen im Wald. Für die Diagnose einer Verdichtung sind Kenngrößen des Bodenlufthaushaltes und biologische Parameter (z.B. mikrobielle Diversität, Baumwachstum) ebenso wichtig für die Charakterisierung von Bodenstrukturstörungen wie die Bodenphysik (z.B. Lagerungsdichte). Das Ziel ist Schwellenwerte zu finden, oberhalb derer die Funktionstätigkeit der Böden zumindest auf niedrigem Niveau erhalten bleibt und damit Regenerationschancen bestehen.

4. Morphologische Typisierung von Fahrspuren

Mithilfe von ausgewählten morphologischen Merkmalen wurde eine Typisierung der Fahrspuren entwickelt, die auf ökologisch wirksame Veränderungen im Boden schliessen lässt (Lüscher et al. 2008, Lüscher et al. 2009a; Lüscher 2010). In unterschiedlichen Regionen des Schweizerischen Mittellandes (Ermatingen TG, Messen SO, Heiteren BE) wurden auf Lotharflächen im befahrbaren Gelände alle noch erkennbaren Fahrspuren kartiert, um einen Einblick in die heutige Situation der Fahrspurendichte und Spurtypenanteile zu erhalten. Generell können die Fahrspuren in drei Kategorien eingeteilt werden, die als leicht (Spurtyp 1), mittel (Spurtyp 2: Oberboden teilweise verschoben, Fahrrippe von wenigen cm ersichtlich) und schwer (Spurtyp 3: Oberboden komplett verschoben, Fahrrippe von mehreren cm, seitliche Aufwölbungen ersichtlich) bezeichnet werden können (Abb 2A).

Die so definierten Spurtypen stehen im Einklang mit der Abstufung der Richt- und Prüfwerte der VBBo (1998) und dienen als Indikatoren für das Management des Bodenschutzes (z.B. Spurtyp 1 ist ein Warnzeichen, bei Spurtyp 3 muss saniert werden). Besonders beachtenswert ist, dass in diesen Lotharflächen die durch Bodenverdichtung betroffene Fläche bis zu 10% des ganzen befahrbaren Areals ausmachte (Abb 2B).

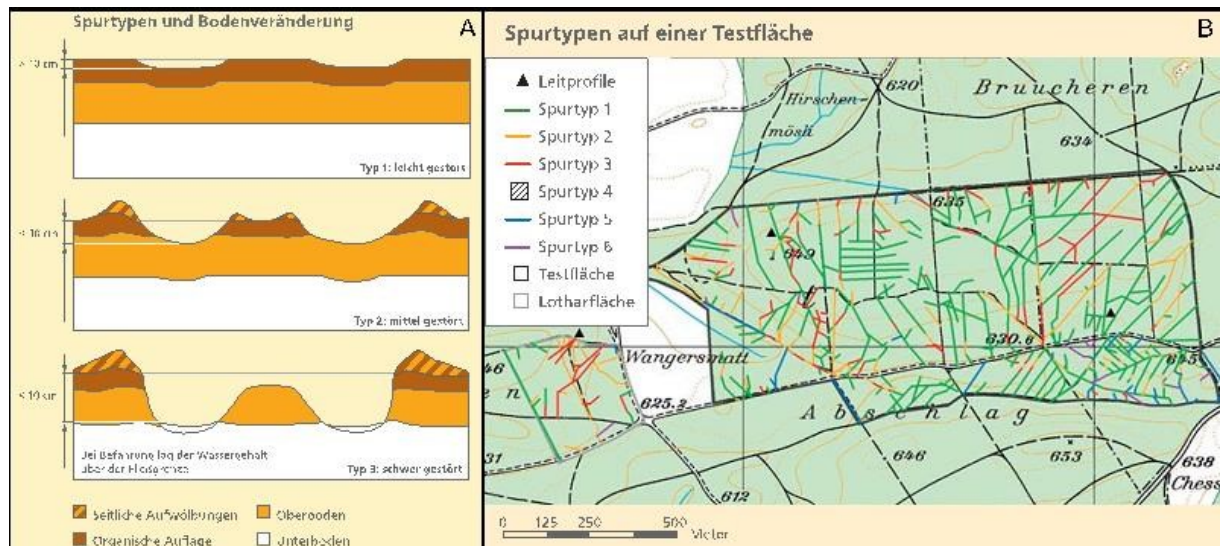


Abb. 2: (A) Typisierung der Fahrspuren entstanden durch schwere Holzerntemaschinen. (B) Karte mit verschiedenen Spurentypen auf einer Testfläche der Pilotstudie. Quelle (Lüscher et al., 2008a).

Zur quantitativen Hinterlegung dieser morphologisch erkennbaren Spurtypen wurden Veränderungen der effektiven Lagerungsdichte des Bodens, des Grobporenvolumens, der gesättigten Wasserleitfähigkeit sowie des Eindringwiderstandes herangezogen (Lüscher et al. 2005; Frey et al. 2009). Diese bodenphysikalischen Größen ergaben ein recht genaues Bild der befahrungsbedingten Veränderungen. Zur Charakterisierung der biotischen Konsequenzen der beobachteten Bodenstrukturveränderungen wurden Kenngrößen des Bodenlufthaushaltes sowie mikrobiologische Parameter erhoben (Abb 1 und 3). An Probepunkten mit typischer Ausprägung wurden bodenphysikalische Parameter erhoben und genetische „Fingerprintanalysen“ durchgeführt.

Bisherige Auswertungen auf den drei Standorten haben gezeigt, dass eine Befahrung mit schweren Forstmaschinen eine signifikante Veränderung von physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften in den Bodentiefen 5 und 20 cm hervorruft (Frey und Lüscher 2008; Frey et al. 2009; Frey 2010; Frey et al. 2010). Bakterielle Lebensgemeinschaften unter den Fahrspuren mit

starker Störung (Spurtyp 3) unterschieden sich wesentlich von den Gemeinschaften in den ungestörten (Referenz) oder wenig gestörten (Spurtyp 1; z.T. Spurtyp 2) Bodenproben (Abb 3). Diese Befunde standen in engem Zusammenhang mit nachweisbaren Bodenstrukturveränderungen und drastischen Reduktionen der Wasser- und Gasleitfähigkeiten in den Fahrspuren (Kremer et al. 2009; Frey et al. 2009; Frey 2010).

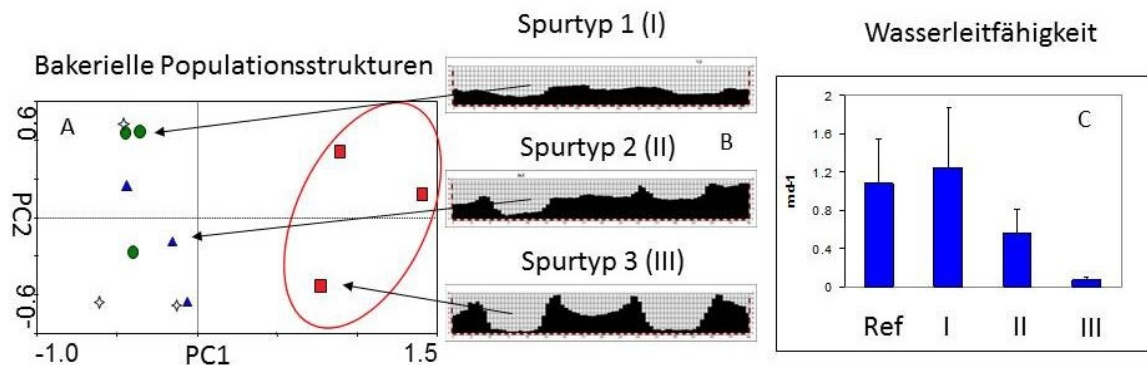


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Strukturschaden durch Befahrung (B), Bodenfunktionen (C) und Zusammensetzung der bakteriellen Populationsstrukturen (A). Visuelle Typisierung 1, 2 und 3 der Fahrspuren nach der Art von Veränderungen im Boden (B). Ein schwere Bodenbeeinträchtigung (Spurtyp 3) zeichnet sich durch eine stark reduzierte Wasserinfiltration (C) in den Fahrspuren aus. Die Zusammensetzung der bakteriellen Populationsstrukturen (A) zeigt in Abhängigkeit vom Spurtyp stark unterschiedliche Cluster in der Hauptkomponentenanalyse (PC1; PC2) auf. Spurtypen 1 (grüne Kreise) und 2 (blaue Dreiecke) liegen eng bei den Punkten aus dem ungestörten Referenzbereich (Ref: Sterne), davon unterscheiden sich die Gemeinschaften im Spurtyp 3 (rote Quadrate) deutlich.

Trotz wertvoller Erkenntnisse hat diese Pilotstudie ihre Grenzen. Die bisherigen Analysen waren begrenzt durch ungenügend kontrollierte experimentelle Bedingungen. Im Weiteren sind weder das exakte Datum der Befahrung dieser Flächen noch Informationen über Reifendruck und damalige physikalische Bodenbedingungen vorhanden. Dies verunmöglicht eine genaue Charakterisierung der Störung und Aussagen über potentielle Schwellenwerte mittels dieser Daten.

5. Fahrversuche unter kontrollierten Bedingungen

Um die experimentellen Bedingungen besser zu kontrollieren sowie den zeitlichen Verlauf beziehungsweise die natürliche Regeneration der Verdichtung zu evaluieren, wurden in zwei dieser Flächen im Wald unter kontrollierten Bedingungen Fahrversuche durchgeführt (Frey et al. 2011; Hartmann et al. 2014). Das Ziel der Befahrungsexperimente war die Erzeugung von typischen Spurausprägungen, die

Ermittlung des bodenphysikalischen Zustandes und die Charakterisierung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von der Spurausprägung. Diese Erkenntnisse sollen helfen einen Bodenschaden besser zu definieren. In zwei Waldstandorten im schweizerischen Mittelland mit tonigem Lehm (Ermatingen, 2007) und schluffigem Sand (Heiteren bei Bern, 2008) wurde versucht, die aufgrund von morphologischen Kriterien ausgeschiedenen Spurtypen 1, 2 und 3 bei bekanntem Bodenwassergehalt und mit definierten Maschinenmassen, künstlich zu erzeugen (Abb 4).



Abb. 4: (A) Fahrexperiment mit schweren Holzerntemaschinen am Versuchsstandort Ermatingen TG.
(B) Stark verdichtete Fahrspur mit teilweise schlecht abfließendem Wasser. Quelle (Frey & Lüscher, 2008).

Dazu wurde in ebener Lage mit möglichst einheitlichen Bodeneigenschaften über je drei Fahrlinien ein Feuchtegradient angelegt, durch den beim Befahren die angestrebten Fahrspurtypen entstanden. Vor der Befahrung wurde die Bodenfeuchtigkeit entlang der vorgesehenen Spuren (dreifach im Abstand von jeweils 20 Meter wiederholt) an verschiedene Wassergehalte angepasst. Der erste Boden (um den Spurtyp 1 anzustreben) wurde mit einer Plastikplane für zwei Tage abgedeckt, um die Infiltration von Regen zu verhindern. Die zwei anderen Versuchsfelder wurden vor dem Fahrexperiment mit verschiedener Intensität bewässert (um den Spurtyp 3 anzustreben). Die Befahrung mit Forstmaschinen auf diesen verschieden feuchten Böden verursachte Verdichtungen der Kategorie leicht, mittel und schwer (Abb 2A) auf einer Länge von mindestens 10 Metern. Der unmittelbar benachbarte, unbefahrene Boden wurde als Kontrolle (Referenz) verwendet.

Um das Ausmaß von Bodenveränderungen in Abhängigkeit von der Spurausprägung zu charakterisieren, wurden die Spurtypen (1,2,3) systematisch auf ihren

bodenphysikalischen Zustand nach der Belastung untersucht. Dies geschah mit konventionellen Verfahren an Stechzylinderproben (100 cm^3) aus zwei Tiefenstufen (5-10 cm; 15-20 cm). Strukturelevante Bodenkennwerte wie Lagerungsdichte, Porenraum, Porengrößenverteilung und ökologisch bedeutsame Funktionalitätsparameter wie gesättigte Wasserleitfähigkeit und intrinsische Luftleitfähigkeit wurden im Labor erhoben (Frey et al. 2009).

Im verdichteten Porenvolumen in den Fahrspuren wird der Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre gestört. Zwischen April 2008 und April 2009 wurden monatlich die Flüsse der Treibhausgase Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) in diesen Böden gemessen. Die Gewinnung der Bodengasproben erfolgte während der Messperioden in allen Versuchsvarianten mittels geschlossener Bodenhauben („closed chamber method“) in jeweils 4-facher Wiederholung. Kohlendioxid, Methan und Lachgas in den Gasproben wurden an einem Gaschromatographen (Firma Shimadzu) gemessen (Frey et al. 2011; Hartmann et al. 2014).

Direkt vor und in den acht Jahren nach dem Befahren wurden wiederholt Bodenproben aus den Fahrspuren und Referenzflächen in zwei verschiedenen Tiefen (5 und 15 cm) und an mehreren Standorten innerhalb einer Fahrspur entnommen. Alle Proben pro einzelne Fahrspur und Tiefe wurden in einer Probe vereint, sodass jede Verdichtungsstufe und Tiefe dreifach repräsentiert waren. Aus diesen Bodenproben wurde fortlaufend DNA (Erbsubstanz) der kompletten, mikrobiellen Gemeinschaft extrahiert. Die Diversität und Verwandtschaftsbeziehungen der mikrobiellen Gemeinschaften in unseren Bodenproben wurden mittels hochauflösenden 454-Pyrosequenzierung (Hartmann et al. 2014; Rime et al. 2015) erfasst. Insgesamt konnten anhand von Gensequenzen auf den beiden Untersuchungsflächen rund 7000 Bakterien- und 2500 Pilzarten unterschieden werden.

6. Bodenstrukturveränderung oder Bodenschaden? – Was sagt uns das Bodenmikrobiom

Intensive Wechselwirkungen zwischen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen nach physikalischen Bodenbeeinträchtigungen finden im Boden unter anderem über den Gashaushalt statt. Intakter Boden besteht je zur Hälfte aus fester Substanz und aus luft- oder wasserführenden Poren. Ein beschädigtes und

eingeschränktes Porensystem verringert die Transportleistung für Wasser und Luft (Frey et al. 2009; Kremer et al. 2009). Die Feinporen sind häufiger mit Wasser gefüllt. Unsere Ergebnisse zeigen deutlich, dass eine mechanische Bodenbelastung mit schweren Erntemaschinen die ökologische Funktionalität des Bodens stark beeinträchtigen kann. Bodenverdichtung reduziert das Porenvolumen und kann Poren zerstören. Mit eintretender Wassersättigung durch verschlechterte Wasserinfiltration kommt es in den Fahrspuren häufig zu stehendem Wasser. Der Anteil des mit Wasser gefüllten Porenraums nimmt zu und die Gasleitfähigkeit sinkt, was wiederum Diffusion und Verfügbarkeit von Sauerstoff limitiert (Abb 3). Weil Sauerstoff zehntausendmal langsamer in Wasser als in Luft diffundiert, wird Sauerstoff im Porenraum viel langsamer nachgeliefert. Der Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre ist in einem verdichteten Boden, beispielsweise in Fahrspuren, gestört. Dadurch wird bei gegebenen Klima- und Feuchtigkeitsbedingungen der Luft- und Wasserhaushalt im Boden und damit die Lebensbedingungen der Mikroorganismen in Bezug auf O_2 - bzw. CO_2 -Gehalt der Bodenluft und das Redoxpotential beeinflusst. Der im Boden enthaltene Sauerstoff wird in kurzer Zeit durch aerobe Mikroorganismen verbraucht, um organisches Material abzubauen. Bei sauerstofflimitierenden Bedingungen kommt es zu veränderten mikrobiellen Prozessen im Boden, indem die Energiegewinnung der Mikroorganismen nicht durch Verbrennungs-, sondern vor allem durch Reduktionsprozesse erfolgt (Schnurr-Pütz et al. 2006). Dies spiegelt sich in der vom Boden an die Atmosphäre abgegebenen Gase (Teepe et al. 2004; Frey et al. 2011; Hartmann et al. 2014) und der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden (Frey et al. 2009; Hartmann et al. 2014) wider. Die Gasmessungen zeigten eine Zunahme von klimaschädlichem Methan und Lachgas und eine Abnahme von Kohlendioxid mit steigender Bodenverdichtung (Abb 5). Der starke Abfall der Lachgasproduktion unter sehr starken Verdichtungen könnte ein Hinweis darauf sein, dass unter sehr sauerstoffarmen Bedingungen die Bildung von Lachgasvorstufen limitiert ist oder dass Lachgas komplett zu molekularem Stickstoff umgesetzt wird. Ebenfalls kann aus diesen Daten die Hypothese aufgestellt werden, dass eine reduzierte Aktivität der Zersetzung von organischem Material (Dekomposition) zu einer niedrigeren CO_2 -Produktion in diesen Böden führt (Abb 5).

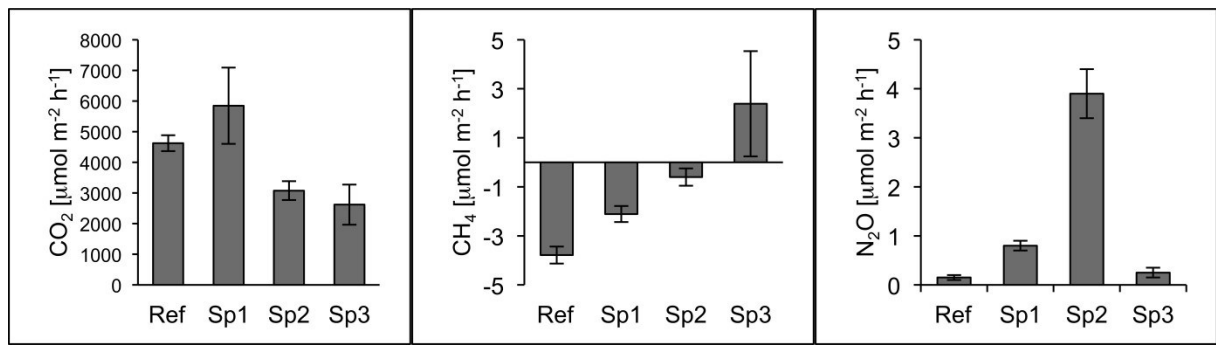


Abb. 5: Netto Emission von Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) in unbefahrenen Bodenflächen (Ref), sowie nach Befahrung im Spurtyp 1 (Sp1), Spurtyp 2 (Sp2) und Spurtyp 3 (Sp3). Quelle: Hartmann *et al.* 2014.

Durch Veränderung des Luft- und des Wasserhaushaltes im Boden werden die Lebensbedingungen der Mikroorganismen verändert was zu einer Artenverschiebung unter den Bakterien- und Pilz-Populationen führte (Abb 6). Ausgehend von einer intakten Bodenstruktur (Referenz, Spurtyp 1) ist die mikrobielle Lebensgemeinschaft von aeroben Bakterien mit CO_2 als Atmungsprodukt und einer Dominanz an Mykorrhizapilzen gekennzeichnet. In den Bodenproben bei mittlerer (Spurtyp 2) struktureller Bodenveränderung mit eingeschränkten Bodenfunktionen treten vermehrt anaerobe Bakterien auf, die insbesondere Lachgas und Methan produzieren (Abb 5). Denitrifizierende Bakterien und methanogene Archaea gehören zu den anaeroben chemoheterotrophen Mikroorganismen die sich durch den Abbau von organischer Substanz ernähren, aber anstatt Sauerstoff alternative Elektronenakzeptoren für die Energiegewinnung verwenden. Im allgemeinen werden die Elektronenakzeptoren in einer Reihe des abnehmenden Redoxpotentials (als Mass der reduktiven Umgebung) von der aeroben Sauerstoffatmung, über die Nitratatmung (Denitrifizierer mit Freisetzung von N_2O und N_2) über die Mangan- und Eisenoxidatmung (verursacht die bekannten Bleichungen), Sulfatatmung (Schwefelwasserstoffgeruch) bis zur Fermentation mit Methanfreisetzung angeordnet.

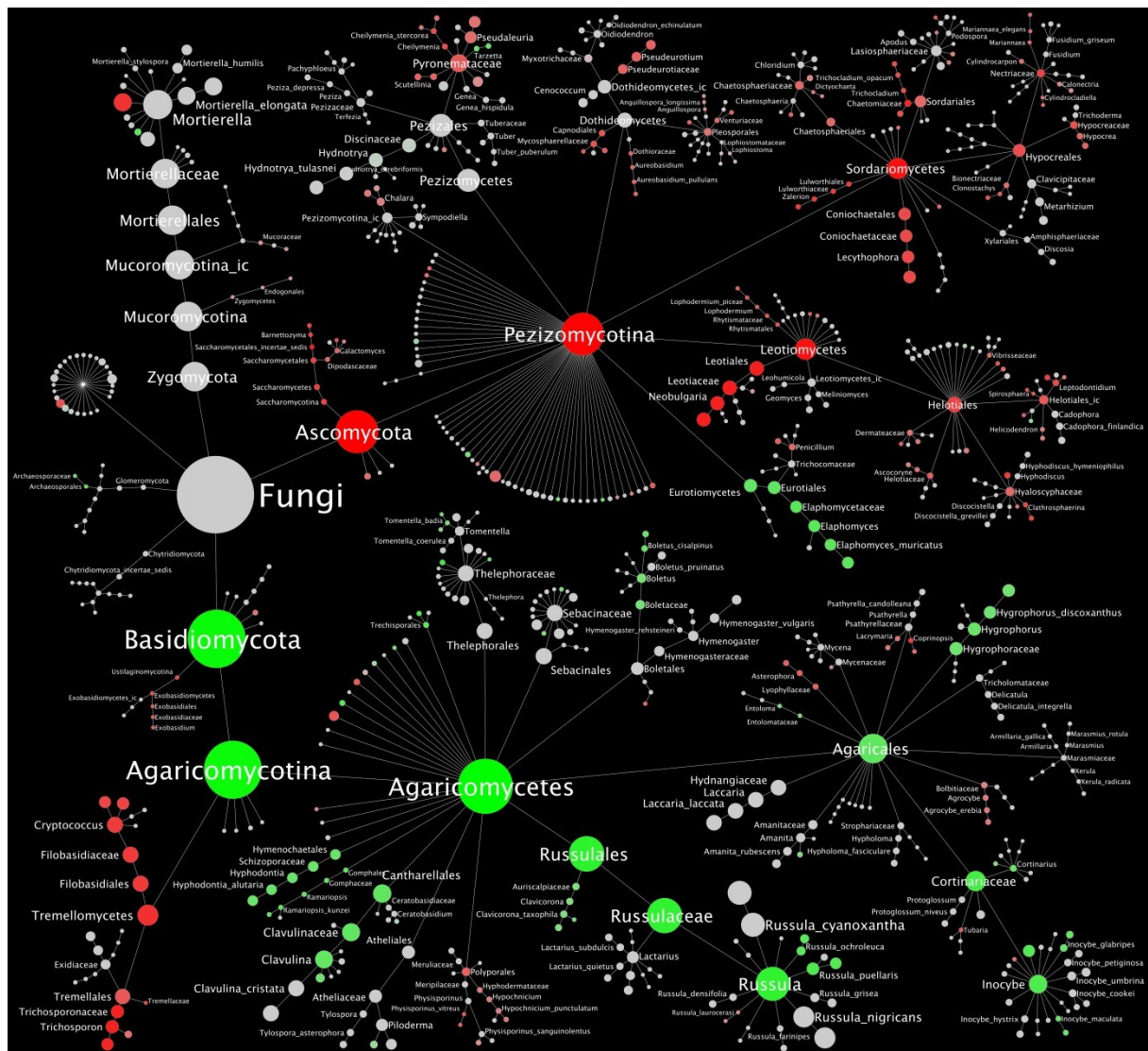


Abb. 6: Pilze (Fungi) als Bioindikatoren für Strukturschäden in Waldböden. Taxonomisches Netzwerk der Pilzgemeinschaften (von der Domäne bis zu den einzelnen Arten) und der Einfluss von Bodenverdichtung auf verschiedene Populationen. Die Grösse der Knotenpunkte repräsentiert die relative Abundanz der jeweiligen Gruppe in der ganzen Gemeinschaft. Graue Populationen sind unbeeinflusst und farbige Populationen sind sensitiv gegenüber Bodenverdichtung. Grüne Populationen (mehrheitlich Mykorrhizen) sind signifikant mehr abundant in den nicht-gestörten Böden (und daher durch Verdichtung negativ beeinflusst), während rot markierte Populationen (mehrheitlich Fäulnispilze) durch die Verdichtung gefördert werden. Quelle: Hartmann *et al.* 2014.

In der gravierendsten Stufe (Spurtyp 3) verschwinden die aeroben Bakterien, die Sauerstoff zum Überleben benötigen. Die Abundanz von Methan-produzierenden (Abb 7) und Sulfat-reduzierenden Bakterien und saproben Pilzen nehmen dagegen zu (Abb 6). Diese sind also der zweifelsfreie Hinweis für einen „Bodenschaden“ (Abb 8). Wir sahen daher unsere Hypothese bestätigt, dass anaerobe Methan-Produzierer (Methanogene) stark auf Verdichtung reagieren (Abb 7).

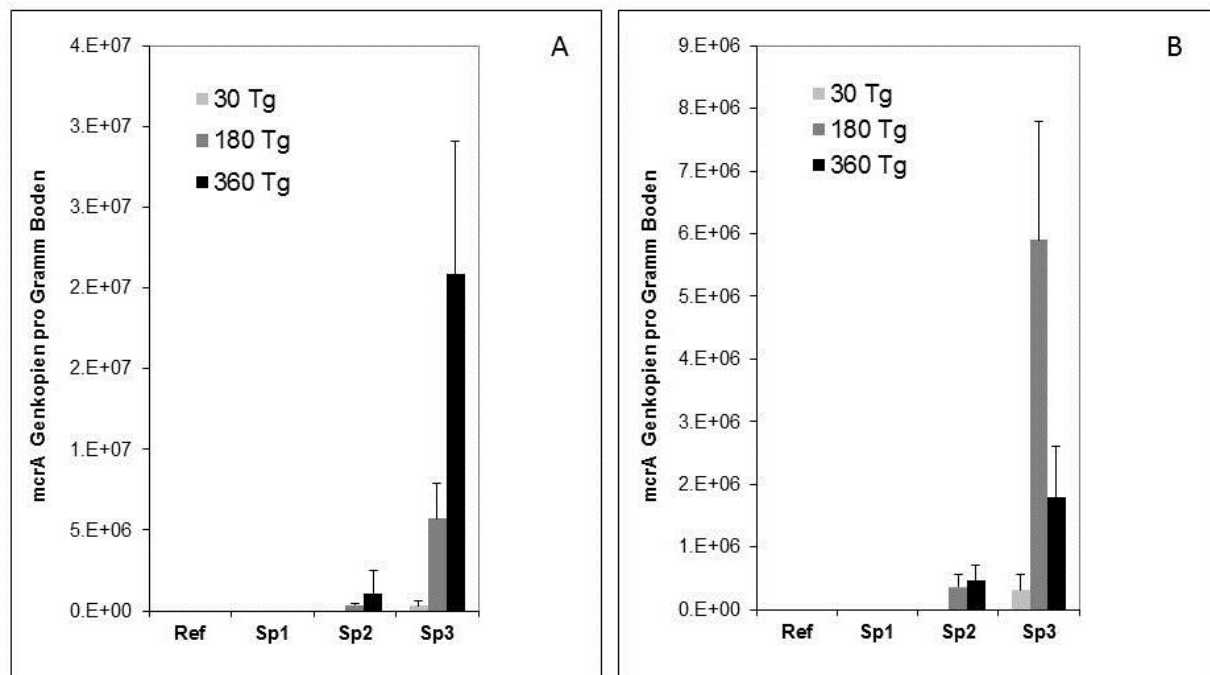


Abb. 7: Zunahme der Methan-Produzierer (Methanogene) in Ermatingen (A) und Heiteren (B) 30, 180 und 360 Tage nach der Befahrung in den verschiedenen Spurtypen (1, 2 und 3). Ref = ungestörte Referenz. Methan-Produzierer wurden mittels dem spezifischen, funktionellen Markergen *mcrA* (Methyl coenzyme M reductase A) untersucht. Quelle: Frey *et al.* 2011.

Diese Methan-produzierenden Archaea sind somit gute Indikatoren um eine mechanische Überbelastung des Bodens anzuzeigen (Frey *et al.* 2011). In sauerstoffarmen Böden nehmen Methanogene stark zu, welche sonst vor allem in Moorböden oder auf Reisanbauflächen leben. In der Folge werden die Waldböden zu einer Methanquelle, während sie normalerweise eine Methansenke bilden. Wird wie oben erwähnt davon ausgegangen, dass ungefähr 3% der Waldfläche im Mittelland (Brändli *et al.* 2010) mechanisch beeinträchtigt sind, so werden hochgerechnet ungefähr 55 t Methan pro Jahr (oder 1265 t CO₂ Äquivalente) ausgestossen. Im Vergleich zur Landwirtschaft ist dieser Methanausstoss im Wald jedoch immer noch sehr gering.

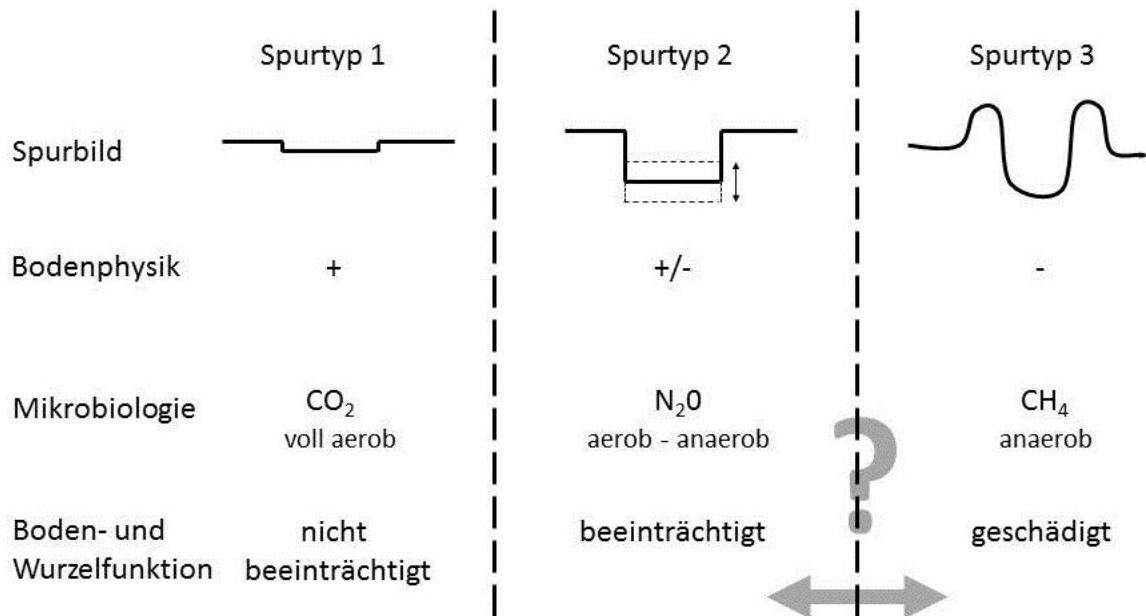


Abb. 8: Vorrangiges Ziel muss die Abgrenzung von beeinträchtigten zu geschädigten Bodenfunktionen sein. Sie ist dann auf die operative Ebene der visuellen Spurausprägung zu übertragen.

Bei sehr starker Verdichtung verschwinden nicht nur die aeroben Bakterien, die Sauerstoff zum Überleben benötigen, sondern auch die für das Baumwachstum so wichtigen Mykorrhiza-Pilze, die in Lebensgemeinschaften mit Baumwurzeln leben. Dieser Rückgang der Mykorrhiza-Pilze geht weitgehend zu Gunsten von Fäulnispilzen, was die Baumverjüngung massgeblich beeinträchtigt. Nach vier Jahren hatten sich einige Bakterienarten wieder erholt, andere Bakterien sowie die meisten pflanzensymbiotischen (z.B. Mykorrhizapilze) Arten litten aber weiterhin unter der Verdichtung. Wir gehen sogar davon aus, dass Jahrzehnte, wahrscheinlich sogar Jahrhunderte vergehen werden, bis sich Böden nach starken Belastungen wieder vollständig erholen (von Wilpert und Schäffer 2006). Die darin lebenden Mykorrhizapilze sind aber für die Nährstoffstoffverfügbarkeit in Waldböden als auch für die Baumverjüngung von grosser Bedeutung.

Eine Zeitreihe erlaubt uns nun das Potenzial und den Erfolg der Regeneration in verdichteten Böden mittels diesen mikrobiellen Zeiger (z.B. Methan-Produzierer oder Sulfat-reduzierende Bakterien) abzuschätzen. Es wird sich herausstellen, ob diese mikrobiellen Schlüsselgruppen fähig sind, sich in einem verdichteten Boden wieder zu erholen (und nach wieviel Jahren). Diese Erkenntnis wird aufzeigen, wie wahrscheinlich es ist, dass sich ein durch schwere Forstmaschinen verdichteter Boden ohne Bepflanzung erholen kann. Bei einer Verdichtung oberhalb eines zu

definierenden Schwellenwertes wird keine natürliche Regeneration stattfinden (Abb 8).

7. Schlussfolgerungen

Die mikrobielle Diversität in Böden ist höchst komplex und übertrifft die Diversität von Pflanzen und Tieren bei weitem. Die neuen molekulargenetischen Methoden bieten die Möglichkeit, Veränderungen von Bewirtschaftungsmassnahmen zu dokumentieren. Vor allem neueste Sequenzierungs-Technologien kombiniert einen hohen Durchsatz an Messungen mit einer bislang unvergleichbaren analytischen Auflösung hoch komplexer biologischer Gemeinschaften. Diese Eigenschaften sind essentielle Voraussetzungen, um ein biologisch komplexes Ökosystem wie den Boden grossflächig in Zeit und Raum zu erfassen und zu überwachen. In dieser Studie nutzten wir diese Technologie, um erstmals nicht nur die physikalischen und chemischen Eigenschaften eines verdichteten Bodens zu untersuchen, sondern auch ein vertieftes Verständnis der Bodenbiodiversität zu erlangen. Wir haben im Wald unter kontrollierten Bedingungen Fahrversuche durchgeführt und die Veränderungen in den Böden minutiös mit Daten erfasst. Wir zeigten, dass mikrobielle Lebensgemeinschaften empfindlich auf mechanische Bodenbelastungen reagieren und helfen Strukturschäden in Waldböden nach Befahrung zu beurteilen. Diese Studie ist europaweit einmalig, denn Mikroorganismen sind aussagekräftige Indikatoren für die Bodenqualität. Zusammen mit dem Wurzelwachstum zeigen sie die Regenerationskraft der befahrenen Böden auf. Aufgrund der Bedeutung dieses Themas im Hinblick auf den Bodenschutz und die Emission klimarelevanter Gase aus Waldböden erscheint eine vertiefte Forschung zu den Zusammenhängen zwischen physikalischen Beeinträchtigungen und den Folgen für die Bodenmikroorganismen angebracht.

Literatur

- BRÄNDLI U.B. (2010) The Swiss National Forest Inventory. Results of the third survey 2004
2006. Swiss Federal Research Institute WSL. Federal Office for the Environment,
FOEN. pp. 1-321.
- FREY B., LÜSCHER P. (2008) Mikrobiologische Untersuchungen in Rückegassen. LFW aktuell
67: 5-7.
- FREY B., KREMER J., RUDT A., SCIACCA S., MATTHIES D., LUSCHER P. (2009) Compaction of

- forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *Eur. J. Soil Biol.* 45: 312-320.
- FREY B. (2010) Bewertung von befahrungsbedingten Bodenveränderungen mittels Bakterienpopulationen. *Schweiz. Z. Forstwesen* 161: 498 - 503.
- FREY B., KREMER J., SCIACCA S., MATTHIES D., LÜSCHER P. (2010) Soil bacterial community structure reacts to compaction of forest soils with logging machinery. *BGS Swiss Soil Society* 30: 109-112.
- FREY B., NIKLAUS P.A., KREMER J., LUSCHER P., ZIMMERMANN S. (2011) Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 77: 6060 – 6068.
- HARTMANN M., NIKLAUS P.A., ZIMMERMANN S., SCHMUTZ S., KREMER J., ABARENKOV K., LÜSCHER P., WIDMER F., FREY B. (2014) Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *ISME Journal* 8: 226 – 244.
- HARTMANN M., FREY B., MAYER J., MÄDER P., WIDMER F. (2015) Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *ISME Journal* 9: 1177 – 1194.
- KREMER J., FREY B., LÜSCHER P. (2009) Bodenstrukturveränderung oder Bodenschaden – wo liegt die Grenze? *Berichte Freiburger Forst. Forschung* 79: 39-45.
- LÜSCHER P., THEES O., FRUTIG F., SCIACCA S. (2005) Physikalischer Bodenschutz im Wald als Teil der Arbeitsqualität. *Bull. Bodenkund. Ges. Schweiz* 28:11- 14.
- LÜSCHER P., SCIACCA S., THEES O. (2008) Bestrebungen zur Verbesserung des Bodenschutzes in der Schweiz. *LFW aktuell* 67: 19-21.
- LÜSCHER P., BORER F., BLASER P. (2009a) Langfristige Beeinträchtigung der Fruchtbarkeit des Waldbodens durch mechanische Belastung. *Vdf-Verlag* 261 – 270.
- LÜSCHER P., FRUTIG F., SCIACCA S., SPJEVAK S., THEES O. (2009b) Physikalischer Bodenschutz im Wald. *Merkblatt für die Praxis* 45. WSL Birmensdorf. 12 S.
- LÜSCHER P. (2010) Bodenveränderungen und Typisierung von Fahrspuren nach mechanischer Belastung. *Schweiz. Z. Forstwesen* 161: 504 – 509.
- MARGULIES M., EGHOLM M., ALTMAN W.E., ATTIIYA S., BADER J.S., ET AL. (2005) Genome sequencing in microfabricated high-density picolitre reactors. *Nature* 437: 376-380.
- PACE N.R. (2009) Mapping the tree of life: progress and prospects. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 73: 565-576.
- RAPPE M.S., GIOVANNONI S.J. (2003) The uncultured microbial majority. *Annu. Rev. Microbiol.* 57: 369-394.
- RIME T., HARTMANN M., BRUNNER I., WIDMER F., ZEYER J., FREY B. (2015) Vertical distribution of the soil microbiota along a successional gradient in a glacier forefield. *Molecular Ecology* 24: 1091-1108.
- ROESCH L.F., FULTHORPE R.R., RIVA A., CASELLA G., HADWIN A.K.M., KENT A.D., DAROUB

- S.H., CAMARGO F.A.O., FARMERIE W.G., TRIPLETT E.W. (2007) Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. ISME Journal 1: 283-290.
- SCHNURR-PÜTZ S., BAATH E., GUGGENBERGER G., DRAKE H.L., KÜSEL K. (2006) Compaction of forest soil by logging machinery favours occurrence of prokaryotes. FEMS Microbiol. Ecol. 58: 503-516.
- TEEPE R., BRUMME R., BEESE F., LUDWIG B. (2004) Nitrous oxide emission and methane consumption following compaction of forest soils, Soil Sci. Soc. Am. J. 68: 605–611.
- VBBö (1998) Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1. Juli 1998, SR 814.12. AS 1998 1854 EDMZ, Bern.
- VON WILPERT K., SCHÄFFER J (2006) Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. Eur. J. Forest Res. 125: 129-138.
-

Zur Person:

Dr. Beat Frey

Beat Frey arbeitet an der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL. Er forscht seit über 25 Jahren im Bereich der Bodenmikrobiologie und leitet die Gruppe «Rhizosphären-Prozesse». Seit 2013 ist er Dozent für Bodenbiologie an der ETH Zürich.

